

# **Effekte der Düngung mit Gärresten auf Bodenfruchtbarkeit und Pflanzen**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades  
Doctor rerum agriculturalarum (Dr. rer. agr.)

eingereicht an der  
Lebenswissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin  
von M. Sc. Marieke Hoffmann

Präsidentin der Humboldt-Universität zu Berlin:  
Prof. Dr.-Ing. Dr. Sabine Kunst

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät:  
Prof. Dr. Bernhard Grimm

Gutachter/innen:

Prof. Dr. Dr. h. c. Frank Ellmer  
Prof. Dr. Olaf Christen  
Prof. Dr. Christof Engels

Tag der mündlichen Prüfung: 30.10.2018



## Zusammenfassung

Die bei der Biogasproduktion anfallenden Gärreste werden als organische Dünger im Pflanzenbau eingesetzt. Infolge des Vergärungsprozesses unterscheiden sich Gärreste von herkömmlichen organischen Düngern. Daraus könnten sich spezifische positive oder negative Wirkungen auf Bodenfruchtbarkeit und Pflanzen ergeben, die Gegenstand dieser Arbeit sind.

In einem sechsjährigen Feldversuch (Energiepflanzenfruchtfolge, sandiger Boden) wurden die Düngeeffekte von fünf verschiedenen Gärresten mit denen von Rindergülle, Stallmist und mineralischem Dünger (KAS) verglichen. Zur umfassenden Charakterisierung der Bodenfruchtbarkeit erfolgten Untersuchungen aus den Bereichen Bodenchemie, -physik, -mikrobiologie und Pflanzenbau, wobei die Humusdynamik einen Schwerpunkt bildete. Die Mengenkalkulation der Düngung basierte auf der gleichen Gabe organischem C mit einem N-Ausgleich durch KAS.

Es ergaben sich für Gärreste gegenüber KAS überwiegend positive Effekte auf Humusgehalt, Aggregatstabilität und bakterielle Aktivität und Diversität. Diese Effekte waren denen von Rindergülle und Stallmist ähnlich. Möglicherweise besteht aber durch Gärrestdüngung ein erhöhtes Risiko von P- und K-Überschüssen sowie N-Verlusten. Eine erhöhte Benetzungshemmung wurde nicht gefunden. Die mikrobielle Gemeinschaft des Bodens zeigte eine spezifische Beeinflussung durch die Gärreste in der funktionellen, jedoch nicht in der genetischen Struktur. Die N-Verfügbarkeit war deutlich geringer als die von KAS, wodurch sich für Grünroggen Mindererträge ergaben. Für Silomais und Sorghum fand sich bei kombinierter Anwendung mit KAS ein zu KAS ähnliches Ertragsniveau.

Gärreste haben analog zu herkömmlichen organischen Düngern bei effizientem Einsatz das Potential zu KAS vergleichbare Erträge zu erzielen und gleichzeitig die Bodenfruchtbarkeit zu fördern. Diese Schlussfolgerung ist im Kontext der spezifischen Standort- und Versuchsbedingungen zu sehen und sollte durch eine längere Versuchszeit abgesichert werden.





## Abstract

Digestates arising during biogas production are used as organic fertilizers in agriculture. Due to the fermentation process, digestates have different properties from traditional organic fertilizers. This may result in specific positive or negative effects on soil fertility and plants, which are subject of this work.

In a six year field experiment (energy crop rotation, sandy soil) fertilizer effects of five different digestates were compared with cattle slurry, farm yard manure and mineral fertilizer (KAS). For a comprehensive characterization of soil fertility effects, methods from the fields of soil chemistry, physics, microbiology and plant science were applied. One special focus of these investigations was humus dynamics. Manure doses were based on the same dose of organic carbon, resulting different N-doses were compensated by KAS.

Compared with KAS, digestates showed predominantly positive effects on humus content, soil aggregate stability and bacterial activity and diversity. These effects of digestates were similar to those of cattle slurry and farm yard manure. There may be an increased risk of P and K oversupply and N losses as a result of digestate fertilization. An increased soil water repellency was not found. The soil bacterial community was specifically influenced by digestates regarding its functional, but not regarding its genetic structure. Saprotrophic fungus were reduced by some digestates in comparison to KAS. N availability was considerably lower than of KAS, resulting in yield depressions of forage rye. For silage maize and sorghum, digestates combined with KAS equaled the yield level of KAS.

If efficiently applied, digestates have like other organic fertilizers the potential to produce equal yields as KAS whilst enhancing soil fertility. This conclusion is restricted to the specific conditions of experimental site and design and must be verified during a longer experimental period.



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Stand des Wissens</b>	<b>7</b>
2.1	Chemische Bodenparameter . . . . .	7
2.1.1	Humusgehalt des Bodens . . . . .	7
2.1.1.1	Bedeutung des Humusgehalts . . . . .	7
2.1.1.2	Wirkung organischer und mineralischer Dünger auf den Humusgehalt . . . . .	8
2.1.1.3	Wirkung von Gärresten auf den Humusgehalt . . . . .	9
2.1.2	Dynamik relevanter Nährelemente . . . . .	11
2.1.2.1	Stickstoff . . . . .	11
2.1.2.2	Phosphor . . . . .	15
2.1.2.3	Kalium und Natrium . . . . .	15
2.1.3	Schadstoffe . . . . .	16
2.1.4	Bodenreaktion . . . . .	17
2.2	Physikalische Bodenparameter . . . . .	17
2.2.1	Bedeutung und Einflussfaktoren der Bodenstruktur . . . . .	17
2.2.2	Messung von Bodenstruktur und Aggregatstabilität . . . . .	18
2.2.3	Wirkung von organischen und mineralischen Düngern auf die Aggregierung . . . . .	19
2.2.4	Wirkung von Gärresten auf die Aggregierung . . . . .	20
2.2.5	Benetzungshemmung . . . . .	21
2.2.6	Weitere bodenphysikalische Parameter . . . . .	22
2.3	Biologische Bodenparameter . . . . .	23
2.3.1	Bedeutung und Messung biologischer Bodenparameter . . . . .	23
2.3.2	Bodenfauna . . . . .	24
2.3.3	Mikrobielle Biomasse und Abundanz . . . . .	26
2.3.4	Katabolische Leistungen der mikrobiellen Gemeinschaft . . . . .	27
2.3.5	Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft . . . . .	29
2.3.5.1	Funktionelle Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft . . . . .	30
2.3.5.2	Genetische Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft . . . . .	31
2.4	Düngewirkung von Gärresten . . . . .	33
2.4.1	N-Düngewirkung . . . . .	33
2.4.1.1	N-Düngewirkung herkömmlicher Dünger . . . . .	33
2.4.1.2	N-Düngewirkung von Gärresten . . . . .	35
2.4.2	P-Düngewirkung . . . . .	37

2.4.3	Wirkung auf Pflanzen . . . . .	39
2.4.3.1	Ertragsbildung . . . . .	39
2.4.3.2	Phytotoxizität . . . . .	42
2.4.3.3	Phytohygiene . . . . .	43
2.4.3.4	Qualität . . . . .	43
<b>3</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>45</b>
3.1	Statischer Feldversuch . . . . .	45
3.1.1	Versuchsstandort . . . . .	45
3.1.2	Charakterisierung der organischen Dünger . . . . .	45
3.1.3	Versuchsstruktur und -durchführung . . . . .	49
3.1.4	Bodenchemische Untersuchungen . . . . .	52
3.1.5	Bodenphysikalische Untersuchungen . . . . .	52
3.1.6	Bodenbiologische Untersuchungen . . . . .	54
3.1.6.1	Community level physiological profiling . . . . .	54
3.1.6.2	Denaturing Gradient Gel Electrophoresis . . . . .	55
3.1.6.3	Biomasse saprotropher Pilze . . . . .	56
3.1.7	Pflanzenbauliche Untersuchungen . . . . .	57
3.2	Gefäßversuch zur N-Nachlieferung . . . . .	57
3.3	Datenauswertung . . . . .	58
3.3.1	Auswertungen mit R . . . . .	58
3.3.2	DGGE-Auswertung . . . . .	60
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>61</b>
4.1	Statischer Feldversuch . . . . .	61
4.1.1	Bodenchemische Untersuchungen . . . . .	61
4.1.2	Bodenphysikalische Untersuchungen . . . . .	66
4.1.3	Bodenbiologische Untersuchungen im Feldversuch . . . . .	72
4.1.3.1	Community level physiological profiling . . . . .	72
4.1.3.2	Denaturing gradient gel electrophoresis . . . . .	75
4.1.3.3	Biomasse saprotropher Pilze . . . . .	75
4.1.4	Pflanzenbauliche Untersuchungen im Feldversuch . . . . .	79
4.1.4.1	Erträge . . . . .	79
4.1.4.2	N-Entzug und Trockensubstanzgehalt . . . . .	81
4.1.4.3	Wuchshöhe, Blattflächenindex, Blattfarbe . . . . .	81
4.1.4.4	Entwicklung . . . . .	83
4.1.4.5	Zusammenhänge zwischen den pflanzenbaulichen Pa- rametern . . . . .	83
4.2	Gefäßversuch zur N-Nachlieferung . . . . .	85
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>87</b>
5.1	Allgemeine Beurteilung des Feldversuchs . . . . .	87
5.2	Chemische Bodenparameter . . . . .	89
5.2.1	Humusgehalt . . . . .	89
5.2.2	Nährelemente . . . . .	91
5.2.3	Bodenreaktion . . . . .	93

5.2.4	Allgemeine Anmerkungen zu den chemischen Untersuchungen .	93
5.3	Physikalische Bodenparameter . . . . .	94
5.3.1	Aggregatstabilität . . . . .	94
5.3.2	Benetzungshemmung . . . . .	96
5.3.3	Bindungsstärke der partikulären organischen Substanz . . . . .	97
5.4	Biologische Bodenparameter . . . . .	100
5.4.1	Community level physiological profiling . . . . .	100
5.4.2	Denaturing gradient gel electrophoresis . . . . .	103
5.4.3	Biomasse saprotropher Pilze . . . . .	105
5.5	Düngewirkung von Gärresten . . . . .	107
5.5.1	Grünroggen: Ertrag und N-Entzug . . . . .	107
5.5.2	Silomais und Sorghum: Ertrag und N-Entzug . . . . .	108
5.5.3	Allgemeine Ertrags- und N-Düngewirkung . . . . .	110
5.5.4	Qualität . . . . .	111
5.5.5	Wuchshöhe, Blattflächenindex, Blattfarbe, Entwicklung . . . . .	112
5.5.6	Gefäßversuch zur N-Nachlieferung . . . . .	113
5.6	Allgemeine ökologische Beurteilung der Biogastechnologie . . . . .	114
<b>6</b>	<b>Schlussfolgerungen</b>	<b>117</b>
	<b>Literatur</b>	<b>121</b>
	<b>Selbstständigkeitserklärung</b>	<b>149</b>
	<b>Danksagung</b>	<b>151</b>
	<b>Anhang</b>	<b>153</b>
	Abbildungsverzeichnis Anhang . . . . .	155
	Tabellenverzeichnis Anhang . . . . .	157
	Abbildungen . . . . .	159
	Tabellen . . . . .	169



# Abbildungsverzeichnis

3.1	Temperatur- und Niederschlagsdaten des Standorts Berge für den Zeitraum 2014–2016 . . . . .	46
3.2	Ausgewählte chemische Eigenschaften (Trockensubstanzgehalt, organischer Kohlenstoffgehalt, Ammonium-N-Gehalt, $C_{org}$ :N-Verhältnis, pH-Wert, K- und Ligningehalt und Stabilitätsindex) für die eingesetzten organischen Dünger für den Zeitraum 2012–2017 . . . . .	48
3.3	Gedüngte Mengen an Ausgleichs-N, $NH_4^+$ -N und $N_{org}$ , P, K und Lignin für die eingesetzten organischen Dünger für den Zeitraum 2012–2017 . . . . .	50
3.4	Ergebnisse der Feldmessungen der Dehydrogenaseaktivität aus Nielsen u. a. (2017) . . . . .	51
4.1	Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für organischer C, heißwasserlöslicher C und Gesamt-N im Versuchsverlauf . . . . .	62
4.2	Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ) sowie pH-Wert im Versuchsverlauf . . . . .	63
4.3	Chemischer Bodenzustand im Oktober 2016: Organischer C, heißwasserlöslicher C, Gesamt-N, P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ), pH-Wert sowie der zeitübergreifende Mittelwert für organischer C und $K_{DL}$ für den Zeitraum 2014–2016 . . . . .	64
4.4	Gewichtsanteile der Aggregatfraktionen nach der Trockensiebung zur Gewinnung der Fraktion 1–2 mm für die Bestimmung der Aggregatstabilität . . . . .	67
4.5	Anteil wasserstabiler Aggregate der Aggregatfraktion 1–2 mm . . . . .	67
4.6	WDPT an der Bodenoberfläche im Feldversuch zu den Terminen 21.07. 2016, 01.09.2016 und 15.09.2016 . . . . .	68
4.7	Durch Ultraschalldispersion und Dichtefraktionierung gewonnene 0J-Fraktion und 50J-Fraktion . . . . .	69
4.8	C-Mengen, die ohne (0J-Fraktion) und mit (50J-Fraktion) Ultraschalldispersion mit $50J mL^{-1}$ durch Dichtefraktionierung aus dem Boden freigesetzt wurden . . . . .	70
4.9	C-Mengen, die nach Ultraschalldispersion mit $50J mL^{-1}$ und Dichtefraktionierung im Sediment verblieben . . . . .	71
4.10	C:N-Verhältnisse in den durch Ultraschalldispersion mit $50J mL^{-1}$ und Dichtefraktionierung gewonnenen Fraktionen . . . . .	71
4.11	Optische Dichte des Community level physiological profiling nach 192 h Platteninkubation durchschnittlich für alle Substrate und gruppiert nach Substratklassen . . . . .	73

4.12	Parameter Richness und Shannon-Weaver-Index des Community level physiological profiling nach 192h Platteninkubation . . . . .	73
4.13	Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse des Community level physiological profiling dargestellt für die erste und zweite Hauptkomponente . .	74
4.14	Dendrogramm der Denaturing gradient gel electrophoresis für kurvenbasierte Auswertung aller Gele mit und ohne Messwiederholungen . . . .	76
4.15	Dendrogramme der Denaturing gradient gel electrophoresis für die kurvenbasierte Auswertung der drei Einzelgele . . . . .	77
4.16	Pareto-Lorenz-Kurven für alle Proben der Denaturing gradient gel electrophoresis . . . . .	78
4.17	Ergosterolgehalt vor und nach der Frühjahrsdüngung 2016 . . . . .	78
4.18	Trockenmasseerträge des Feldversuchs für den Zeitraum 2014–2017 . .	80
4.19	Zeitübergreifende Auswertung der Düngunterschiede für den Trockenmasseertrag des Grünroggens im Feldversuch für den Zeitraum 2012–2017 . . . . .	80
4.20	N-Entzüge für die Kulturen Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 des Feldversuchs . . . . .	82
4.21	Verlauf der Wuchshöhe im Feldversuch für die Kulturen 2015–2016 . .	82
4.22	Blattflächenindex gemessen in den Kulturen Grünroggen 2015, Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 . . . . .	84
4.23	Blattfarbe gemessen im Sorghum am 14.07.2016 und 19.08.2016 . . . .	84
4.24	Anzahl Bestockungstriebe des Grünroggens bestimmt am 19.02.2016 und 08.03.2016 . . . . .	85
4.25	Ergebnisse des Gefäßversuchs: Korn-, Stoh- und Trockenmasseertrag sowie Gesamt-N-Entzug, Körner Pflanze <sup>-1</sup> , Tausendkorngewicht, Wuchshöhe und Blattfarbe . . . . .	86



# Tabellenverzeichnis

3.1	Kenngößen der Biogasanlagen der eingesetzten Gärreste . . . . .	47
3.2	Daten zur Durchführung des statischen Feldversuchs für den Zeitraum 2014–2017 . . . . .	50
3.3	Verwendete Methoden für die Bestimmung von Gesamt-C, organischer C, heißwasserlöslicher C, Gesamt-N, P- und K-Gehalt in Doppellactat, pH-Wert und mineralischer N . . . . .	52
3.4	Überblick über die Messungen der Aggregatstabilität . . . . .	53



# Abkürzungsverzeichnis

0J-Fraktion	Frei vorliegende partikuläre organische Substanz der Dichte $< 1,6 \text{ g cm}^{-3}$ (ausgeübte Energie $0 \text{ J mL}^{-1}$ )
50J-Fraktion	Mit der Energie $50 \text{ J mL}^{-1}$ gebundene partikuläre organische Substanz der Dichte $< 1,6 \text{ g cm}^{-3}$
$\alpha$	Signifikanzniveau
a	Jahr
AIC	Akaike information critereon
ANOVA	Analysis of variance
AWCD	Average well color development
BGA	Biogasanlage
bp	Basenpaare
$C_{ao}$	Anorganischer Kohlenstoff
CF	Chloroform-Fumigation
$C_{ges}$	Gesamtkohlenstoff
$C_{hwl}$	Heißwasserlöslicher Kohlenstoff bestimmt nach VDLUFA (1991) 4.3.2
$C_{org}$	Organischer Kohlenstoff
CLPP	Substratverwertungsspektrum, engl. community level physiological profiling
$C_{org}$	Organischer Kohlenstoff
d	Tag
DGGE	Denaturing gradient gel electrophoresis
DHA	Dehydrogenaseaktivität
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
FM	Frischmasse
G-C-fe	Prüfglied im Feldversuch: Feste Fraktion aus der Separation vom Gärrest mesophiler Cofermentation von Rindergülle (Standort Ribbeck)
G-C-fl	Prüfglied im Feldversuch: Flüssige Fraktion aus der Separation vom Gärrest mesophiler Cofermentation von Rindergülle (Standort Ribbeck)
G-CR	Prüfglied im Feldversuch: Gärrest aus der mesophilen Cofermentation von Rindergülle (Standort Trebbin)
G-CS	Prüfglied im Feldversuch: Gärrest aus der mesophilen Cofermentation von Schweinegülle (Standort Groß Machnow)
G-M	Prüfglied im Feldversuch: Gärrest aus der thermophilen Monofermentation von Mais und Grassilage (Standort Sechzehneichen)
GPS	Ganzpflanzensilage
H	Shannon-Weaver-Index

HK	Hauptkomponente
HPLC	High performance liquid chromatography
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAS	Prüfglied im Feldversuch: Ausschließliche Mineral-N-Düngung
K <sub>DL</sub>	Kalium aufgeschlossen mit der Doppellactat-Methode
LAI	Blattflächenindex
M	mol L <sup>-1</sup>
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
min	Minute
μSIR	Spezifische Wachstumsrate bei der substratinduzierten Respiration
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
N <sub>ged</sub>	Gesamte gedüngte N-Menge (aus organischer und mineralischer Düngung)
N <sub>ges</sub>	Gesamt-N-Gehalt des Bodens
N <sub>min</sub>	Mineralischer N, in dieser Arbeit bestimmt nach VDLUFA (1991) 6.1.4.1.
N <sub>org</sub>	Organischer N
OBS	Organische Bodensubstanz
OD	Optische Dichte
PCA	Hauptkomponentenanalyse, engl. principal component analysis
PCR	Polymerase chain reaction
P <sub>DL</sub>	Phosphor aufgeschlossen mit der Doppellactat-Methode
PLFA	Phospholipidfettsäuren
POM	Partikuläre organische Substanz
pt	Point
qCO <sub>2</sub>	Metabolischer Quotient: Basalatmung je mikrobielle Biomasse-C
qPCR	Quantitative real-time polymerase chain reaction
R	Richness
R <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmaß
r	Pearson-Korrelationskoeffizient
RDC	Readily dispersible clay
Ri-Gülle	Prüfglied im Feldversuch: Rindergülle
rpm	Umdrehungen pro Minute, engl. rounds per minute
Rr	Range-weighted Richness
SAS	Aggregatstabilität, engl. soil aggregate stability
SIR	Substratinduzierte Respiration
TAE	Tris-Acetat-EDTA
TKG	Tausendkorngewicht
TM	Trockenmasse
TME	Trockenmasseertrag
T-RFLP	Terminale Restriktionsfragment-Längenpolymorphismus
TS	Trockensubstanzgehalt
U	Unit, Einheit der Polymerase, siehe Protokoll des Herstellers (Eurx 2017)
UPGMA	Unweighted pair group method with arithmetic mean
VIF	Varianzinflationsfaktor
WDPT	Water drop penetration time

# 1 Einleitung

Die globale Landwirtschaft steht derzeit vor großen Herausforderungen, die sich aus einer wachsenden Weltbevölkerung, dem Klimawandel und dem Verlust von Biodiversität, Bodenfruchtbarkeit und Wasserressourcen ergeben (IAASTD 2009). Das deutsche Klimaziel sieht eine Reduktion der Treibhausgasemissionen gegenüber 1990 um 40 % bis 2020 und um 80–95 % bis 2050 vor (BMUB 2014). Ein wichtiges Instrument zur Reduktion der Treibhausgase in Deutschland ist das im Jahr 2000 eingeführte Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2017), welches wesentlich die Stomerzeugung aus Biomasse förderte (Scheftelowitz u. a. 2014). Dadurch ergab sich ein rascher Anstieg der Biogasanlagenzahl in Deutschland auf derzeit 9209 (Fachverband Biogas 2017). Deutschland ist durch diese Entwicklung zum wichtigsten Biogaserzeuger weltweit geworden (EEA 2016).

Der überwiegende Anteil der Biogasanlagen (BGA) in Deutschland ist landwirtschaftlich, nur etwa 140 BGA vergären ausschließlich oder überwiegend kommunale oder gewerbliche organische Abfälle (Scheftelowitz u. a. 2015). Hauptsubstrate sind nachwachsende Rohstoffe (NawaRo, massebezogen 52 %) und tierische Ausscheidungen (massebezogen 42 %). Energiebezogen sind NawaRo mit 79 % die wichtigsten Substrate, wovon Maissilage allein 57 % abdeckt. Unter den tierischen Ausscheidungen spielen massebezogen Rindergülle (65 %), Schweinegülle (24 %) und Rinderfestmist (5 %) die größte Rolle (Gemmeke u. a. 2010). Nach Gemmeke u. a. (2010) sind die verbreitetsten Betriebsweisen Nassfermentation (88 % der BGA), mesophiler Temperaturbereich (86 % der BGA) und zwei- oder mehr Stufen (70 % der BGA). Der Abbau der organischen Stoffe unter Luftabschluss verläuft in verschiedenen Phasen, in denen unterschiedliche Mikroorganismen dominieren: Hydrolytische Anfangsphase (hydrolytische Bakterien), Versäuerungsphase (acidogene Bakterien), acetogene Phase (acetogene Bakterien) und methanogene Phase (methanogene Archaeen) (Ottow 2011). Das Material, welches während der Verweilzeit in der BGA nicht von dieser mikrobiellen Gemeinschaft abgebaut werden kann und den Fermenter verlässt, wird als Gärrest (auch Gärrückstand, Biogasgülle oder Gärprodukt) bezeichnet. Die anfallende Gärrestmenge in Deutschland wird auf  $65,5 \text{ Mio m}^3 \text{ a}^{-1}$  geschätzt (Möller und Müller 2012).

## Nutzung von Gärresten als organische Dünger

Die anfallenden Gärreste werden fast ausschließlich als organische Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt (Kehres 2013). Andere Nutzungen der Gärreste, beispielsweise als Gartenbausubstrat oder in der Produktion von Algen, Fischen, Insekten oder Fleisch, sind in Deutschland wenig etabliert (Marchaim 1992; Cordes 2015; Wrede 2013). Die Nutzung der Gärreste als organische Dünger ist ökologisch sinnvoll, da durch die Kreis-

laufführung der Pflanzennährstoffe energie- und ressourcenintensive Mineraldünger eingespart werden können (Arthurson 2009). Die Biogastechnologie ermöglicht somit, sowohl die Energie als auch den Düngewert der Biomasse auszunutzen (Marchaim 1992). Zusätzlich wird der im Gärrest verbliebene organische Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) dem Boden zugeführt und kann zur Humusreproduktion beitragen. Für den Landwirtschaftsbetrieb ergeben sich durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern neben Einnahmen für Strom- und Wärmeproduktion weitere Vorteile wie Geruchsminderung, Abtötung von Unkrautsamen und Pathogenen, Verringerung von Blattverätzungen und bessere Fließeigenschaften (Riva u. a. 2016; Amon u. a. 2016; Engeli u. a. 1993; Goberna u. a. 2011; Insam u. a. 2015). Außerdem kann die Nährstoffmineralisierung und die Zeitverzögerung durch die Vergärung zu einem bedarfsgerechteren und zeitlich flexibleren Einsatz organischer Dünger beitragen (Möller und Müller 2012; Stinner u. a. 2008).

Regional können bei einer Zentralisierung von BGA Gärrest- und somit Nährstoffüberschüsse auftreten, die durch Aufbereitungsverfahren in begrenztem Maße reduzierbar sind (Insam u. a. 2015; Reinhold und Zorn 2015a). Die verbreitetste Aufbereitungsmethode ist die Separation in eine flüssige und feste Phase (Möller und Müller 2012). Durch die Separation entstehen zwei unterschiedlich einsetzbare Dünger. Die feste Fraktion ist reich an P und organischem N ( $N_{org}$ ) und kann als transportwürdiger P- und Humusdünger bzw. als Bodenverbesserungsmittel im Ackerbau eingesetzt werden, während die flüssige Fraktion reich an mineralischem N und K ist und als schnellwirksamer Dünger mit guter Infiltrationsfähigkeit zum Beispiel im Grünland nutzbar ist (Möller und Müller 2012; Amon u. a. 2016; Möller 2009b; Möller u. a. 2009). Für die beiden Fraktionen gibt es weitere Aufbereitungstechniken, wie Kompostierung, Trocknung und Pelettierung der Festfraktion oder Ammoniakstripping der Flüssigfraktion, die aber kaum verbreitet sind (Möller und Müller 2012; Kirsch 2013).

Der Einsatz von Gärresten als Dünger ist über das Düngemittelrecht reguliert (DüngG 2009; DüV 2017). Nach dem Düngegesetz (DüngG) werden Gärreste aus tierischen Ausscheidungen oder pflanzlichen Stoffen als Wirtschaftsdünger klassifiziert. Daher gelten beim Inverkehrbringen von Gärresten die Regelungen für Wirtschaftsdünger (DüMV 2012; WDüngV 2010). Werden tierische Nebenprodukte oder Bioabfälle als Substrate eingesetzt, sind zusätzliche veterinärhygienische und abfallrechtliche Regelungen zu beachten (VO (EG) 1069/ 2009; TierNebG 2004; TierNebV 2006; KrWG 2012; BioAbfV 1998). Die Düngeverordnung (DüV), welche 2017 novelliert wurde, regelt die gute fachliche Praxis und soll stoffliche Risiken bei der Anwendung von Düngern mindern. Neben Regelungen zu Lagerkapazitäten von Wirtschaftsdüngern, Sperrzeiten und Abständen zu Gewässern bei der Ausbringung, enthält die DüV Vorgaben zur Anfertigung einer Düngebedarfsermittlung für N und P mit zulässigen Saldowerten im Nährstoffvergleich ( $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  und  $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ ). Weiterhin ist eine N-Grenze von  $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  definiert, die für alle organischen Dünger außer Kompost gilt.

### Charakteristische Gärresteigenschaften

Gärreste unterscheiden sich in ihren chemischen Eigenschaften von herkömmlichen organischen Düngern wie Gülle oder Stallmist. Durch den Vergärungsprozess kommt es gegenüber dem eingesetzten Substrat zu folgenden chemischen Veränderungen: Verringe-

rung des TS (Trockensubstanzgehalt), Anstieg des pH-Werts, Verringerung des Gehalts an organischer Substanz, Erhöhung der Abbaustabilität der organischen Substanz, Verringerung des Anteils organisch gebundener Nährelemente und Erhöhung des Anteils mineralisch vorliegender Nährelemente (Möller und Müller 2012; Gemmeke u. a. 2010; Arthurson 2009). Die N-Verluste ins Biogas betragen <1 %, sodass es zu einem Anstieg des C:N-Verhältnisses kommt (Möller und Müller 2012; Arthurson 2009). Durch das geringe Redoxpotential und den hohen pH-Wert in der BGA liegt der mineralisierte N nach der Vergärung hauptsächlich als  $\text{NH}_4^+$ -N vor, welches 35–81 % des Gesamt-N beträgt (Nkoa 2014). P unterliegt in der BGA ebenfalls geringen Verlusten (<10%) und liegt in Gärresten hauptsächlich als ungelöstes Ca- oder Mg-Phosphat, häufig als Struvit, vor (Möller und Müller 2012). Während Ca- und Mg-Ionen im Vergärungsprozess durch Fällungsreaktionen abnehmen, kommt es zu einer Anreicherung von monovalenten K- und Na-Ionen (Möller und Müller 2012; Voelkner u. a. 2015b; Unterfrauner u. a. 2010).

Im direkten Vergleich zu den als Substrat eingesetzten unvergorenen Wirtschaftsdüngern werden die Eigenschaften von Gärresten aus der Cofermentation mit Energiepflanzen zusätzlich durch die Kosubstrate beeinflusst, sodass sich beispielsweise höhere C-Gehalte ergeben können (Göhler und Emmerling 2007). Für cofermentierte Rindergülle zeigen sich gegenüber Rindergülle häufig typische Gärresteigenschaften: Deutlich höhere pH-Werte,  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalte (bezüglich Gesamt-N, Frischmasse (FM) und Trockenmasse (TM)), C:N-Verhältnisse und Stabilität der organischen Substanz sowie erhöhte N-, P- und K-Gehalte (bezüglich TM und FM) (Göhler und Emmerling 2007; Amon u. a. 2016; Ernst u. a. 2008; Nielsen u. a. 2013b). Für cofermentierte Schweinegülle ist ebenfalls ein klarer Anstieg des pH-Wertes, P-Gehalts und der Stabilität der Organik nachweisbar, häufig ergibt sich jedoch eine Abnahme im N- und  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt durch die hohen Ausgangsgehalte von N und  $\text{NH}_4^+$ -N in Schweinegülle (Göhler und Emmerling 2007; Marcato u. a. 2009). Stallmist wird durch seinen hohen TS selten als Hauptsubstrat eingesetzt, da dies nur über die wenig verbreitete Trockenfermentation möglich wäre (Gronauer 2006). Stallmist hat im Vergleich zu Gärresten meist einen höheren TS, einen niedrigeren  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt, ein weiteres C:N-Verhältnis und zu Gärresten ähnliche pH-Werte bis über 8 (Risberg u. a. 2017; Wendland und Attenberger 2009; Reinhold und Zorn 2015a; Römer u. a. 1994). Bei Rottemist ergeben sich weiterhin Unterschiede in der Struktur der Organik, da der biologische Abbau von Lignin nur unter aeroben Bedingungen möglich ist (Schieder u. a. 2010; Nielsen u. a. 2013b). Die organische Substanz kann je nach Rottegrad ähnlich stabil oder stabiler als bei Gärresten sein (Risberg u. a. 2017; Sensel u. a. 2011).

Gärreste zeichnen sich durch eine hohe Variabilität der Eigenschaften aus, da anlagenspezifisch und auch zeitlich Substratzusammensetzung und Biogastechnik variieren (Nkoa 2014; Alburquerque u. a. 2012a; Kautz und Rauber 2007; Zirkler 2014). Gärreste aus der Cofermentation von Schweinegülle haben typischerweise höhere  $\text{NH}_4^+$ -N-, N-, P- und Schwermetallgehalte und niedrige TS, K-Gehalte und C:N-Verhältnisse, während cofermentierte Rindergüllen den Gärresten aus NawaRo-Anlagen ähneln (Amon u. a. 2016; Pötsch 2004). Im Vergleich dazu ergeben sich für NawaRo-Gärreste höhere Viskositäten bzw. TS und niedrigere P-Gehalte (Gemmeke u. a. 2010; Amon u. a. 2016). Einige Studien fanden allerdings auch einen geringen Einfluss der Substratzusammensetzung (Risberg u. a. 2017; Adam u. a. 2012).

### **Bodenfruchtbarkeit**

Für eine ökologische Bewertung von landwirtschaftlichen BGA sind verschiedenste Aspekte zu berücksichtigen: Treibhausgasemissionen im Gesamtsystem, Betriebsmitteleinsatz, Transporte, Ausweitung der Anbaufläche für NawaRo und weitere indirekte Effekte durch Umstellung des Anbausystems (Insam u. a. 2015; Möller 2015; Amon u. a. 2016; Gemmeke u. a. 2010; Möller und Müller 2012; Vogel u. a. 2016; Helbig u. a. 2008). Der Einsatz von Gärresten aus Biogasanlagen als Dünger ist ein relativ neues Konzept und über die Langzeitauswirkungen dieser Praxis ist noch wenig bekannt (Nkoa 2014; Arthurson 2009). Durch die spezifischen Eigenschaften der Gärreste könnten sich die Auswirkungen einer langjährigen Gärrestnutzung auf Boden und Pflanze von herkömmlichen organischen Düngern unterscheiden.

Der Begriff Bodenfruchtbarkeit bezeichnet die chemischen, physikalischen und biologischen Fähigkeiten des Bodens, der anzubauenden Pflanzenart als Standort und auch als Nährstoff- und Wasservermittler optimale Lebensbedingungen zu bieten (Röber und Schacht 2008) und erlaubt somit eine interdisziplinäre Beurteilung der langfristigen Ertragsfähigkeit des Bodens. Nachdem in der Vergangenheit vor allem die chemische Bodenfruchtbarkeit bzw. die Fähigkeit des Bodens Nährstoffe bereitzustellen im Vordergrund stand, wird heute von einem gleichwertigen Beitrag chemischer, physikalischer und biologischer Prozesse, die sich wechselseitig beeinflussen, ausgegangen (Abott und Murphy 2007). Humus, definiert als die tote organische Bodensubstanz (Blume u. a. 2010; Madigan u. a. 2015), spielt eine zentrale Rolle für die Bodenfruchtbarkeit, da er viele chemische, physikalische und biologischen Bodeneigenschaften positiv beeinflusst (Walsh und McDonnell 2012; Diacono und Montemurro 2010).

### **Forschungsbedarf**

Die langfristigen Auswirkungen der Düngung mit Gärresten auf die Bodenfruchtbarkeit sind noch nicht ausreichend untersucht (Insam u. a. 2015). Insbesondere besteht Forschungsbedarf bezüglich der Humusreproduktionsleistung von Gärresten (Amon u. a. 2016; VDLUFA 2014; Möller 2015) sowie Auswirkungen auf physikalische (Nkoa 2014) und mikrobiologische (Arthurson 2009) Bodenparameter. Obwohl sich ein Gleichgewicht zwischen C-Input und -Mineralisierung nach veränderter Bewirtschaftung erst nach langer Zeit (Jahrzehnte bis > 100 Jahre) einstellt, können auch kürzere Feldversuche wertvolle Informationen liefern, um die Mechanismen der C-Dynamik zu untersuchen (Buscot und Varma 2005; Powlson 2008; Diacono und Montemurro 2010). In diesem Zusammenhang sind insbesondere mikrobiologische Methoden vielversprechend, da sie schneller als andere Bodenuntersuchungen veränderte Umweltbedingungen registrieren können (Arthurson 2009; Rousk und Bååth 2011; Odlare u. a. 2008; Diacono und Montemurro 2010; Insam u. a. 2015; Pankhurst u. a. 1995). Bei der Düngewirkung von Gärresten besteht Forschungsbedarf bezüglich kumulativer und nachliefernder N-Wirkung auf Pflanzenwachstum und Qualität (Nkoa 2014).

Der aktuelle Stand des Wissens zu diesen Themen wird ausführlich in Kapitel 2 behandelt. Zahlreiche Studien und Reviews weisen auf überwiegend positive Effekte der Düngung mit Gärresten auf die Bodenfruchtbarkeit hin (Odlare u. a. 2008; Kautz und



Rauber 2007; Odlare u. a. 2011; García-Sánchez u. a. 2015; Insam u. a. 2015; Nkoa 2014; Arthurson 2009). Einige Publikationen deuten jedoch im Vergleich zu unvergorenen Substraten auch negative Bodenveränderungen an: So wird eine Verringerung der mikrobiellen Aktivität (Johansen u. a. 2013; Ernst u. a. 2008; Elfstrand u. a. 2007; Möller 2015), eine Verschlechterung der Bodenstruktur in Verbindung mit einer Benetzungshemmung (Voelkner u. a. 2015b; Voelkner u. a. 2015a), eine Versauerung (Unterfrauner u. a. 2010) oder ein vermehrter Abbau der OBS (organische Bodensubstanz) durch Primingprozesse<sup>1</sup> diskutiert (Insam u. a. 2015; Zirkler 2014; Amon u. a. 2016; Bernal und Kirchmann 1992). Es gibt außerdem Hinweise auf eine langfristige Veränderung der mikrobiellen Zusammensetzung des Bodens, beispielsweise durch eine Verschiebung der Gemeinschaft in Richtung langsamer wachsenden Organismen oder durch eine Hemmung saprotropher Pilze (Elfstrand u. a. 2007; Johansen u. a. 2013; Chen u. a. 2012; Abubaker u. a. 2013; Wentzel und Joergensen 2016; Insam u. a. 2015). Die Düngewirkung von Gärresten ist potentiell durch den erhöhten  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt gegenüber unvergorenen organischen Düngern erhöht, allerdings zeigt sich dieser Effekt nicht konsistent in der Praxis, da gleichzeitig gasförmige N-Verluste zunehmen (Möller und Müller 2012; Bachmann u. a. 2011; Wentzel und Joergensen 2016; Asmus u. a. 1988; Ni u. a. 2012).

## Forschungsvorhaben

In dieser Arbeit wird die Wirkung der mehrjährigen Düngung mit fünf verschiedenen Gärresten auf Boden und Pflanze mit einem sechsjährigen statischen Feldversuch untersucht. Der Versuch erlaubt einen Vergleich mit den herkömmlichen organischen Düngern Rindergülle und Stallmist sowie mit mineralischer N-Düngung und einer ungedüngten Kontrolle. Da die  $C_{\text{org}}$ -Dynamik für die Bodenfruchtbarkeit eine zentrale Rolle spielt und in diesem Bereich noch Forschungsbedarf besteht, wurde für die organischen Dünger des Feldversuchs eine  $C_{\text{org}}$ -basierte Mengenkalkulation mit mineralischer Ausgleichs-N-Düngung gewählt. Bei den durchgeführten Bodenuntersuchungen stehen langfristige Effekte im Vordergrund. Die Auswahl von für die Bodenfruchtbarkeit relevanten chemischen, physikalischen und biologischen Bodenparametern erfolgte anhand des dargelegten Forschungsbedarfs. Pflanzenbauliche Untersuchungen im Feldversuch sowie ein Gefäßversuch zur N-Nachlieferung ergänzen die Bodenuntersuchungen und sollen die Erkenntnisse zur Düngewirkung von Gärresten vertiefen.

---

<sup>1</sup>Nach Kuzyakov u. a. (2000) bezeichnet Priming starke kurzfristige Änderungen im Umsatz der OBS durch vergleichsweise moderate Behandlungen, beispielsweise Düngung. In dieser Arbeit bezieht sich der Begriff nur auf positives Priming, das heißt vermehrte OBS-Mineralisierung nach der Behandlung. Priming wird beispielsweise nach Zugabe verschiedener organischer Substanzen oder mineralischem N beobachtet.

## Fragestellungen und Hypothesen

Vor diesem Hintergrund sollen die folgenden Fragestellungen untersucht werden:

- Wie wirkt sich die mehrjährige Düngung mit verschiedenen Gärresten auf für die Bodenfruchtbarkeit relevante bodenchemische, bodenphysikalische und bodenbiologische Parameter aus?
- Bewirkt die Düngung mit Gärresten eine Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaft und deren Aktivität?
- Wie ist die Düngewirkung der Gärreste und die langfristige N-Verfügbarkeit zu beurteilen?
- Wie variabel sind die beobachteten Effekte für die verschiedenen Gärreste und welche Unterschiede ergeben sich gegenüber herkömmlichen organischen und mineralischen Düngern?

Anhand des derzeitigen Wissensstandes wird angenommen, dass Gärreste die Bodenfruchtbarkeit überwiegend positiv und in ähnlicher Weise wie herkömmliche organische Dünger beeinflussen. Negative Effekte wie Versauerung und Benetzungshemmung spielen wahrscheinlich langfristig in der Praxis nur eine geringe Rolle. Durch die Zufuhr von organischer Substanz ist eine Förderung der Bodenstruktur und der biologischen Aktivität des Bodens anzunehmen, wahrscheinlich aber in geringerem Ausmaß als durch Gülle, die weniger stabilisiert ist. Unterschiede im  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens zwischen den organischen Düngevarianten sind durch die kurze Laufzeit des Versuches noch nicht zu erwarten, allerdings könnten Primingprozesse durch Veränderungen im Einbau der OBS in die Bodenstruktur sichtbar werden. Es wird weiterhin erwartet, dass sich durch Gärrestdüngung eine spezifische mikrobielle Gemeinschaft bildet, die an die Zufuhr von stabilisierter organischer Substanz und mineralisch vorliegenden Nährelementen angepasst ist. Beispielsweise ist eine Förderung der Pilzbiomasse möglich, die zusätzlich die Bodenstruktur beeinflusst. Bezüglich der direkten Düngewirkung von Gärresten wird ein ähnliches Ergebnis wie für Rindergülle erwartet, da vermehrte gasförmige N-Verluste einer erhöhten N-Düngewirkung durch den hohen  $NH_4^+$ -N-Gehalt entgegenwirken. Bei der N-Nachlieferung sind Gärreste durch den niedrigeren  $N_{org}$ -Gehalt den anderen organischen Düngern wahrscheinlich unterlegen. Durch die charakteristischen Gärresteigenschaften sollten bei den beobachteten Effekten die Unterschiede zwischen den Gärresten kleiner sein als zu den anderen organischen Düngern, möglicherweise mit Ausnahme der separierten Gärreste.

## 2 Stand des Wissens

In diesem Kapitel soll der aktuelle Stand des Wissens zur Wirkung der Düngung mit Gärresten auf Boden und Pflanze zusammengefasst werden. Anhand der Definition der Bodenfruchtbarkeit erfolgt eine Gliederung in bodenchemische, -physikalische und -biologische Effekte sowie direkte Wirkungen auf Pflanzen. Die Einteilung in die Bereiche Bodenchemie, Bodenphysik, Bodenbiologie und Wirkungen auf Pflanzen ist jedoch nicht für alle Studienergebnisse eindeutig. Für einige Bodenparameter wird zu Anfang des jeweiligen Abschnitts auf deren Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit eingegangen. Zusätzlich werden in jedem Abschnitt die jeweiligen bekannten Effekte der Düngung mit herkömmlichen organischen Düngern sowie Mineraldüngern zusammengefasst, bevor gärrestspezifische Versuchsergebnisse vorgestellt werden.

Der Abschnitt 2.1 behandelt Effekte auf den Humusgehalt, die Dynamik relevanter Nährelemente, Schadstoffe und die Bodenreaktion. Im Abschnitt 2.2 bilden Bodenstruktureffekte den Schwerpunkt. Zusätzlich wird das Wissen zu Effekten auf Benetzungshemmung und weiteren bodenphysikalischen Parametern zusammengestellt. Abschnitt 2.3 behandelt bekannte Effekte auf die Bodenfauna sowie schwerpunktmäßig auf die Biomasse, Aktivität und Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft. Im Abschnitt 2.4 werden die Düngewirkung von Gärresten sowie direkte Effekte auf das Pflanzenwachstum thematisiert.

### 2.1 Chemische Bodenparameter

#### 2.1.1 Humusgehalt des Bodens

##### 2.1.1.1 Bedeutung des Humusgehalts

Humus spielt eine wichtige Rolle für die Bodenfruchtbarkeit, da er zur Verbesserung von chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften beiträgt (Diacono und Montemurro 2010; Walsh und McDonnell 2012; VDLUFA 2014). Daher ist die Erhaltung standorttypischer Humusgehalte ein wesentlicher Grundsatz guter fachlicher Praxis (BBodSchG 1998). Trotzdem wird derzeit weltweit eine OBS-Abnahme bei landwirtschaftlich genutzten Böden beobachtet, was neben der Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit auch vor dem Hintergrund des Klimawandels problematisch ist (Abott und Murphy 2007; Diacono und Montemurro 2010; Bellamy u. a. 2005; Adam u. a. 2012; IPCC 2000).

Die positive Wirkung der OBS beruht auf der Fähigkeit, Nährstoffe zu binden und zu speichern, einer hohen Wasserspeicherkapazität, der Förderung eines stabilen Ag-

gregatgefüges und der biologischen Aktivität sowie der Verbesserung von Porosität, Lagerungsdichte und Erwärmbarkeit des Bodens (VDLUFA 2014; Blume u. a. 2010; Diacono und Montemurro 2010). Insbesondere für sandige Böden mit geringem Tonanteil spielt die OBS als Kationenaustauscher, Wasserspeicher und für den Gefügebau eine zentrale Rolle (Blume u. a. 2010). Die Stabilisierung der OBS ist nach klassischer Vorstellung abhängig von der Rekalzitranz der organischen Substanz, ihrer Wechselwirkung mit anderen Stoffen und ihrer Zugänglichkeit für Mikroorganismen und Enzyme (Sollins u. a. 1996). Aktuelle Untersuchungen von Lehmann und Kleber (2015) deuten an, dass der Stabilisierungsmechanismus vermutlich weniger auf den chemischen Eigenschaften der Organik beruht und stattdessen die Interaktion mit Mineralen und der Einbau in Aggregate eine größere Rolle spielt. Nach dieser Vorstellung sind es nicht primär die positiven Eigenschaften der OBS, sondern die positiven Effekte eines kontinuierlichen Abbaus der OBS, die angestrebt werden.

### **2.1.1.2 Wirkung organischer und mineralischer Dünger auf den Humusgehalt**

Der Humusgehalt landwirtschaftlicher Böden wird in der Regel durch organische Düngung erhöht, aber auch Bodenbearbeitung, Fruchtfolgegestaltung, Kalkung und sonstige Düngung haben einen Einfluss (Haynes und Naidu 1998; Diacono und Montemurro 2010; VDLUFA 2014; Martins u. a. 2011; Buscot und Varma 2005; Bastida u. a. 2012; Sharma u. a. 1995; Böhme u. a. 2005; Aoyama u. a. 1999). Der Anstieg des C-Gehalts nach langjähriger organischer Düngung variiert düngerspezifisch. Bei gleicher gedüngter Menge C oder TM zeigte sich häufig für stabilisierte organische Dünger, wie Kompost oder Stallmist, ein stärkerer OBS-Anstieg als für Gülle oder Gründüngung (Diacono und Montemurro 2010; Haynes und Naidu 1998; Smith u. a. 2014; Oberholzer u. a. 2014). Neben der Stabilität des organischen Düngers ist auch der mineralische N-Gehalt relevant, beispielsweise kann Schweinegülle mit einem hohen mineralischen N-Gehalt und niedrigem C:N-Verhältnis auch eine OBS-Abnahme durch Priming bewirken (Plaza u. a. 2004).

Der Effekt einer ausschließlichen Mineraldüngung auf den C-Gehalt des Bodens ist nicht eindeutig. Generell können Mineraldünger über die Zunahme des Pflanzenwachstums einen Anstieg des Humusgehaltes bewirken (Haynes und Naidu 1998; Liu und Greaver 2010; Böhme u. a. 2005; Mandal u. a. 2007). Diesem Effekt kann ein vermindertes Wurzelwachstum, eine verminderte Exsudation sowie ein verstärkter OBS-Abbau durch Mikroorganismen entgegenwirken (Liu und Greaver 2010; Kuzyakov und Domanski 2000; Mulvaney u. a. 2009). Daher finden sich in der Literatur nach ausschließlicher Mineraldüngung gegenüber ungedüngten Kontrollen auch gleichbleibende oder absinkende C-Gehalte (Böhme u. a. 2005; Aoyama u. a. 1999; Nardi u. a. 2004; Sarkar u. a. 2003; Oberholzer u. a. 2014; Neff u. a. 2002). Im Review von Mulvaney u. a. (2009) wird auf der Basis von weltweiten Langzeitversuchen im Bereich der Getreideproduktion dargestellt, dass der mehrjährige Einsatz von Mineraldüngern zu einer Verringerung des organischen C und N führt. Es wird angemerkt, dass der Effekt sich möglicherweise auf die Anwendung  $\text{NH}_4^+$ -basierter Dünger beschränkt und für Ammoniumnitrat-basierte Dünger nicht genügend Versuchsdaten vorliegen. Unabhängig davon zeigten sich relativ

konsistent in der Literatur verringerte C-Gehalte gegenüber ausschließlicher organischer Düngung (Diacono und Montemurro 2010; Edmeades 2003; Böhme u. a. 2005; Fraser u. a. 1988; Heinze u. a. 2010; Marschner u. a. 2003; Nardi u. a. 2004; Sarkar u. a. 2003). Eine Kombination organischer und mineralischer Dünger führte in der Regel zu etwas geringeren C-Gehalten als die ausschließliche organische Düngung, in einigen Fällen aber auch zu gleichbleibenden oder höheren Werten (Diacono und Montemurro 2010; Oberholzer u. a. 2014; Nardi u. a. 2004).

Da sich die C-Gehalte im Boden nur langsam verändern, wird in der Praxis die Anwendung der Humusbilanzierung nach VDLUFA (2014) empfohlen um Bewirtschaftungsmaßnahmen im Sinne einer ausgeglichenen Humusversorgung zu planen. Diese Humusbilanzierung basiert auf langjährigen Feldversuchen und berücksichtigt die unterschiedliche Humusreproduktionsleistung der angewendeten Dünger und Effekte durch die Fruchtfolge. In VDLUFA (2014) wird für Gärreste explizit auf die ungenügende Datenlage hingewiesen und vorläufig in Abhängigkeit vom TS die gleiche  $C_{org}$ -bezogene Humusreproduktionsleistung wie für Rindergülle beziehungsweise verrotteten Stallmist angegeben.

### 2.1.1.3 Wirkung von Gärresten auf den Humusgehalt

Um die Humusreproduktion von Gärresten zu beurteilen, ist die Stabilität ein relevanter Einflussfaktor, die üblicherweise in aeroben Inkubationsversuchen untersucht wird (Haynes und Naidu 1998). In der Literatur finden sich zahlreiche Inkubationsversuche mit Gärresten unter variierenden Inkubationsbedingungen (Engels u. a. 2015; De Neve u. a. 2003; Nielsen u. a. 2013b; Sensel u. a. 2012; Alburquerque u. a. 2012a; Risberg u. a. 2017; Sängler u. a. 2011; Asmus u. a. 1988; Galvez u. a. 2012; Thomsen u. a. 2013; Kirchmann und Bernal 1997; Bernal und Kirchmann 1992; Grigatti u. a. 2011). Diese Versuche ergaben eine sehr hohe Variabilität der C-Mineralisation im Bereich von 3–108 % des gedüngten C. Gärreste aus der Nassfermentation mit in Deutschland üblicher Substratzusammensetzung zeigten eine Mineralisation zwischen 13 und 42 %. Gärreste aus der Trockenfermentation hatten tendenziell eine geringere Stabilität. Nach der Separation ergab sich eine höhere Stabilität für die feste Fraktion gegenüber der flüssigen. In den Studien von Alburquerque u. a. (2012a) und Kirchmann und Bernal (1997) wurde eine Mineralisation über 100 % gemessen, also ein Primingeffect, der zusätzlichen C aus dem Boden freisetzt. Die entsprechenden Gärreste hatten allerdings eine unübliche Substratzusammensetzung und relativ hohe  $NH_4^+$ -N-Gehalte. Auch in einem Säulenversuch sowie einem Inkubationsversuch mit Anionentauscherharz zur Simulation der Wurzeltätigkeit fanden sich Hinweise auf einen Primingeffect durch bestimmte Gärreste (Gómez-Brandón u. a. 2016; Zirkler 2014).

Im Vergleich zu herkömmlichen organischen Düngern zeigt sich in der Literatur relativ einheitlich eine höhere Stabilität von Gärresten gegenüber unvergorener Gülle beziehungsweise den Substratgemischen der Cofermentation (Möller 2015; Arthurson 2009; Nielsen u. a. 2013b; Johansen u. a. 2013; Sensel u. a. 2012; Reinhold u. a. 1991; Asmus u. a. 1988; Marcato u. a. 2009). Nur vereinzelt wurde für Gärreste eine geringere Stabilität im Vergleich zu Gülle gemessen (Sensel u. a. 2012; Risberg u. a. 2017). Gegenüber Gründüngern oder Stroh ergab sich ebenfalls eine deutlich höhere Stabilität (Chen u. a.

2012; Johansen u. a. 2013; Engels u. a. 2015). Die aerobe Behandlung hat im Vergleich zur Vergärung einen stärkeren stabilisierenden Effekt, wodurch Komposte in der Regel stabiler sind als Gärreste (Kirchmann und Bernal 1997; Galvez u. a. 2012; Bernal und Kirchmann 1992; Gómez-Brandón u. a. 2016; De Neve u. a. 2003). Für den Vergleich zu Stallmist und ähnlichen tierischen Ausscheidungen deutet sich eine Abhängigkeit vom Rottegrad an, sodass sich teilweise eine höhere, gleiche oder geringere Stabilität ergibt (Sensel u. a. 2012; Nielsen u. a. 2013b; Risberg u. a. 2017; Asmus u. a. 1988; Bernal und Kirchmann 1992; Gómez-Brandón u. a. 2016; Zirkler 2014; Gómez-Brandón u. a. 2016).

Zusammenfassend zeigt sich durch die höhere Abbaustabilität der Gärreste gegenüber einigen unvergorenen organischen Düngern ein hohes Potential für die Humusreproduktionsleistung. Die teilweise gemessenen Primingeffekte könnten allerdings auch negative Effekte andeuten (Amon u. a. 2016). Zu beachten ist zusätzlich, dass die höhere Stabilität der Gärreste gegenüber den Ausgangssubstraten möglicherweise durch den Verlust von C ins Biogas ausgeglichen wird: Mehrere Studien ergaben, dass auf Basis der gleichen Menge Ausgangssubstrat nach Vergärung und Düngung etwa die gleiche C-Menge wie nach direkter Düngung im Boden sequestriert wird (Thomsen u. a. 2013; Reinhold u. a. 1991; Smith u. a. 2014). Neben der Stabilität des Düngers spielen unter Feldbedingungen für die Humusreproduktion zusätzlich Bodenstruktureffekte, Effekte auf die mikrobielle Gemeinschaft und das Pflanzenwachstum eine Rolle (siehe dazu Abschnitte 2.2–2.4). Da alle Effekte zusammenwirken und sich gegenseitig bedingen und bei vielen dieser Mechanismen noch Forschungsbedarf besteht, sind langjährige Feldversuche essentiell um die C-Dynamik nach Gärrestdüngung umfassend zu beurteilen.

In der Literatur finden sich Feldversuche mit einer Laufzeit von 2–8 Jahren, die einheitlich auf höhere Humusgehalte nach Gärrestdüngung im Vergleich zu ungedüngten oder mineralischen Kontrollen hindeuten (Odlare u. a. 2011; Kautz und Rauber 2007; Beck und Brandhuber 2012; Koblenz 2014; Lehmann und Amels 2012; Reinhold und Zorn 2015a). Gegenüber Gülle oder den Substraten der Cofermentation ergab sich häufig in Feldversuchen, längeren Gefäßversuchen und On-farm Versuchen (bis 25 Jahre) eine Ähnlichkeit in der Entwicklung des Humusgehaltes (Beck und Brandhuber 2012; Koblenz 2014; Reinhold und Zorn 2015a; Bachmann u. a. 2014; Möller 2009a; Wentzel u. a. 2015). Bei einigen dieser Versuche fand sich dieses Ergebnis, obwohl durch die Gärrestdüngung vergleichsweise weniger C gedüngt wurde. In einem Gefäßversuch mit fünfmaliger Düngergabe auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -Basis bewirkten allerdings einige Gärreste geringere C-Gehalte im Boden zum Versuchsende (Fouda u. a. 2013). Vergleiche zu anderen organischen Düngern im Rahmen von Feldversuchen finden sich in der Literatur wenig. Odlare u. a. (2011) fanden nach achtjähriger N-basierter Düngung einen geringeren  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt im Vergleich zur Kompostdüngung. In einem zweijährigen Feldversuch deutete sich durch die Anwendung von Humusbilanzen eine ähnliche oder leicht verbesserte Humuswirkung des Gärrests aus Zwischenfrüchten gegenüber der direkten Einarbeitung an (Erhart u. a. 2014). Im Vergleich zu Stallmist ergab sich eine etwas höhere OBS-Versorgung der Gülle- und Gärrestvariante in einem vierjährigen Feldversuch (Möller 2009a). Innerhalb verschiedener Gärreste ergaben sich höhere Humusreproduktionsleistungen beim Einsatz von faserigen Substraten und geringere für Substratzusammensetzungen mit hohem Kraftfutteranteil (Fouda u. a. 2013), außerdem

fanden sich höhere Humusgehalte nach Düngung mit der festen Fraktion separierter Gärreste gegenüber der Flüssigfraktion (Beck und Brandhuber 2012). Insgesamt ergibt dieser Literaturüberblick, dass Forschungsbedarf zur Humusreproduktionsleistung von Gärresten im Rahmen von langjährigen Feldversuchen besteht, insbesondere im Vergleich zu herkömmlichen organischen Düngern. In den vorgestellten Versuchen basiert die Düngung meist auf der Gabe gleicher N- oder Volumenmengen,  $C_{org}$ -basierte Feldversuche wurden im Rahmen dieser Literaturrecherche nicht gefunden.

Eine Abschätzung des leicht umsetzbaren, aktiven, Anteils der OBS ist über den Parameter heißwasserlöslicher Kohlenstoff ( $C_{hwl}$ ) möglich (Schulz 1997). Der  $C_{hwl}$  ist ein Indikator der Bodenqualität, der sensitiv auf Bewirtschaftungsänderungen reagiert und eng mit anderen biochemischen Parametern korreliert ist (Ghani u. a. 2003). Geringe Werte deuten eine geringe mikrobielle Biomasse, Bodenstruktur und organischen Nährstoffvorrat an (Schulz 1997; Ghani u. a. 2003). Feldversuche belegten eine langfristige Erhöhung des verfügbaren C durch organische Düngung gegenüber mineralischen oder ungedüngten Kontrollen, wobei sich höhere Werte für weniger stabile Materialien andeuteten (Rochette und Gregorich 1998; Edmeades 2003; Schulz 1997). Für mineralische N-Dünger fanden sich verringernde (Ghani u. a. 2003), gleichbleibende (Rochette und Gregorich 1998) oder erhöhende (Schulz 1997) Effekte. Für Gärreste wurde ein Anstieg des  $C_{hwl}$  in einem Gefäßversuch mit Weizen nachgewiesen (García-Sánchez u. a. 2015).

## 2.1.2 Dynamik relevanter Nährelemente

### 2.1.2.1 Stickstoff

Stickstoff ist ein wichtiges Hauptnährelement, das neben seiner großen Bedeutung für das Pflanzenwachstum auch eine hohe Umweltrelevanz hat (Tilman 1999). Nach einer N-Düngung laufen im Boden vielfältige Prozesse ab, die zu einer Aufnahme durch die Pflanze, einer Bindung im Boden oder zu Verlusten in gasförmiger oder gelöster Form führen können (Gutser u. a. 2005). Das bekannte Wissen zur N-Dynamik nach Ausbringung der verschiedenen Dünger soll in diesem Abschnitt vorgestellt werden. Die N-Düngewirkung wird in Abschnitt 2.4.1 behandelt.

#### *N-Gehalt des Bodens*

N ist im Boden größtenteils organisch gebunden (Mulvaney u. a. 2009). Der  $N_{org}$ -Vorrat steht mit dem mineralischen N ( $N_{min}$ ) des Bodens im Gleichgewicht und ist dadurch von zentraler Bedeutung für die N-Aufnahme der Pflanzen (Mulvaney u. a. 2009; Gutser u. a. 2005). Außerdem besteht ein enger Zusammenhang zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens (Blume u. a. 2010; Mulvaney u. a. 2009). Es ergaben sich daher analog zum  $C_{org}$  durch mehrjährige organische Düngung erhöhte N- bzw.  $N_{org}$ -Gehalte gegenüber mineralischen oder ungedüngten Kontrollen (Diacono und Montemurro 2010; Böhme u. a. 2005; Sadeghi und Honermeier 2016; Mandal u. a. 2007; Nardi u. a. 2004; Ros u. a. 2006; Fraser u. a. 1988; Heinze u. a. 2010; Marschner u. a. 2003). Bezüglich der Langzeitwirkung mineralischer N-Dünger ist erneut die Studie von Mulvaney u. a. (2009)

zu erwähnen, die auf einen langfristigen Verlust der  $N_{\text{org}}$ -Reserven des Bodens durch die Anwendung von  $\text{NH}_4^+$ -basierten Düngern in hohen Gaben hinweist und bereits ertragsmindernde Effekte aufzeigte. Für Ammoniumnitrat-basierte Dünger fanden sich keine klaren negativen Effekte (Mulvaney u. a. 2009; Böhme u. a. 2005).

Für Gärreste ergaben sich erhöhte N-Gehalte im Boden im Vergleich zu ungedüngten Kontrollen in einem Feldversuch (Odlare u. a. 2011) und zwei Gefäßversuchen (García-Sánchez u. a. 2015; Fouda u. a. 2013) sowie gegenüber mineralischen Kontrollen in drei Gefäßversuchen (Hupfaut u. a. 2016; Fouda u. a. 2013; Bachmann u. a. 2011). Analog zum  $C_{\text{org}}$  deuteten sich durch Feld- und Gefäßversuche im Vergleich zu Gülle ähnliche und im Vergleich zu Kompost niedrigere N-Gehalte an (Wentzel u. a. 2015; Möller 2009a; Bachmann u. a. 2011; Hupfaut u. a. 2016; Fouda u. a. 2013; Odlare u. a. 2011). Zur Absicherung dieser Aussagen fehlen jedoch Dauerversuche.

### *N-Mineralisation*

Der  $N_{\text{min}}$ -Gehalt des Bodens wird durch die  $N_{\text{min}}$ -Menge des Düngers, die  $N_{\text{org}}$ -Mineralisierung, N-Verluste und Aufnahme durch Mikroorganismen und Pflanzen beeinflusst. Die Mineralisation des  $N_{\text{org}}$  aus organischer Düngung bewirkt eine zeitversetzte N-Verfügbarkeit und erfolgt je nach Witterung, Bodenbearbeitung und Abbaustabilität bzw. C: $N_{\text{org}}$  des Düngers unterschiedlich schnell (Gutser u. a. 2005; Albert und Schliephake 2015; Smith und Chambers 1993). Bei mehrjähriger organischer Düngung akkumuliert sich die N-Mineralisation bis nach über 30 Jahren ein Gleichgewichtszustand erreicht werden kann (Gutser u. a. 2005).

Bei Gärresten hat ein erheblicher Teil der N-Mineralisation bereits im Reaktor stattgefunden. Im Vergleich zu unvergorenen Wirtschaftsdüngern ergaben sich daher in Inkubationsversuchen auf gleicher N-Basis ähnliche  $N_{\text{min}}$ -Gehalte am Ende von Inkubationsversuchen (Loria und Sawyer 2005; Bernal und Kirchmann 1992). Die N-Mineralisationskapazität ist für Gärreste teilweise verringert, wie ein Feld- und ein Gefäßversuch andeuteten (Odlare u. a. 2008; Abubaker u. a. 2012). Gunnarsson u. a. (2010) fanden in einem sechsmonatigen Gefäßversuch ebenfalls eine recht geringe Nettomineralisation von 12 % des  $N_{\text{org}}$ . Der Inkubationsversuch von Abubaker u. a. (2013) wies jedoch auf eine erhöhte Mineralisation gegenüber Gülle hin, möglicherweise ausgelöst durch ein engeres C:N-Verhältnis.

### *N-Immobilisierung*

Bei hohen C:N-Verhältnissen der organischen Dünger kann es durch den N-Bedarf der Mikroorganismen kurzfristig zu einer  $N_{\text{min}}$ -Bindung kommen (Hjorth u. a. 2010; Mulvaney u. a. 2009). Eine solche N-Immobilisierung tritt ab C:N-Verhältnissen von etwa 15 beispielsweise bei Düngung mit Mist, Kompost oder Gründüngern auf (Galvez u. a. 2012; Hjorth u. a. 2010; Gutser u. a. 2005; Gutser u. a. 2005; Johansen u. a. 2013). Für Gärreste gibt es viele Hinweise darauf, dass das Risiko einer N-Immobilisierung durch das geringere C:N-Verhältnis und die stabilisierte Organik gegenüber unvergorenen Wirtschaftsdüngern sinkt bzw. generell gering ist (Gutser u. a. 2005; Arthurson 2009; Fouda u. a. 2013; Gunnarsson u. a. 2010; Messner und Amberger 1987). Es finden sich jedoch auch Berichte kurzfristiger N-Blockaden für Gärreste mit geringen C:N-



Verhältnissen (Bernal und Kirchmann 1992; Larsen u. a. 2007) sowie Gärrest-Komposte, separierte feste Gärreste oder Gärreste aus besonderen Substraten (Alburquerque u. a. 2012a; Fuchs 2007; Fuchs u. a. 2008; Grigatti u. a. 2011).

### *Nitrifikation*

$N_{\min}$  in Form von  $NH_4^+$  kann als Kation im Boden in Abhängigkeit der Kationenaustauschkapazität (KAK) relativ fest gebunden werden, wird aber je nach Umweltbedingungen schnell nitrifiziert und kann dann durch Auswaschung oder Denitrifikation ausgetragen werden (Blume u. a. 2010). In Inkubationsversuchen fanden sich für Gärreste gegenüber anderen organischen Düngern zunächst höhere  $NH_4^+$ -N-Gehalte, die sich nach wenigen Tagen angleichen (Gómez-Brandón u. a. 2016; Loria und Sawyer 2005; Johansen u. a. 2013). Es lässt sich daher bei gleicher N-Düngemenge kurzfristig eine höhere Nitrifikationsrate, -aktivität oder potentielle  $NH_4^+$ -Oxidationsrate nachweisen (Johansen u. a. 2013; Gómez-Brandón u. a. 2016; Odlare u. a. 2008; Risberg u. a. 2017). Die Nitrifikation erfolgt unter Labor- und Feldbedingungen in wenigen Tagen bis Wochen und ähnelt  $NH_4^+$ -basierten Mineraldüngern (Alburquerque u. a. 2012b; Bernal und Kirchmann 1992; Johansen u. a. 2013; Loria und Sawyer 2005). Eine Hemmung von  $NH_4^+$ -oxidierenden Bakterien, wie sie von Nyberg u. a. (2006) gefunden wurde, scheint daher unter Praxisbedingungen weniger relevant zu sein.

### *Verluste durch Auswaschung*

Auswaschungsverluste erfolgen hauptsächlich als  $NO_3^-$  in Abhängigkeit vom  $N_{\min}$ -Gehalt und dem Drainagevolumen (Svoboda u. a. 2013; Chambers u. a. 2000; Blume u. a. 2010). Bei der organischen Düngung ist der  $N_{\min}$ -Gehalt das wesentliche Kriterium zur Abschätzung von Auswaschungsverlusten (Svoboda u. a. 2013; Chambers u. a. 2000). Eine Minderung ist durch Zwischenfruchtanbau und eine an den Bedarf der Pflanze angepasste Wahl von Düngezeitpunkt, -menge und -technik möglich (Möller u. a. 2009; Möller und Stinner 2009; Chambers u. a. 2000; Svoboda u. a. 2013; Albert und Schliephake 2015). Für organische Dünger mit hohem  $N_{\min}$ -Anteil führt eine Herbstausbringung in der Regel zu großen Auswaschungsverlusten, da die Kulturen (mit Ausnahme von Winterraps) dann einen geringen Nährstoffbedarf haben (Chambers u. a. 2000; Albert und Schliephake 2015; Möller u. a. 2009; Smith und Chambers 1993). Für Gärreste wird neben der Frühjahrsausbringung aufgrund der geringen Nitrifikations- und Mineralisierungsaktivität bei kalten Temperaturen auch eine Ausbringung im Januar–Februar empfohlen, wofür allerdings eine Vorverlegung der gesetzlichen Sperrfrist beantragt werden muss (Möller u. a. 2009).

Auswaschungsverluste durch Gärrestdüngung betragen etwa 6–16 % des gedüngten N (Matsunaka u. a. 2006; Sängers u. a. 2011). Gegenüber Gülle ergibt sich für Gärreste kein klares Ergebnis: In der Literatur finden sich Hinweise auf eine verringerte, erhöhte oder gleichbleibende  $NO_3^-$ -Auswaschung (Jäkel und Mau 1999; Pötsch 2004; Goberna u. a. 2011; Haraldsen u. a. 2011; Walsh u. a. 2012a; Brenner 2008; Svoboda u. a. 2013; Vaneeckhaute u. a. 2013). Die Studie von Möller und Stinner (2009) ergab im Vergleich zu Stallmist ebenfalls keinen klaren Unterschied, deutete aber eine erhebliche Reduktion durch die Vergärung von Ernterückständen und Zwischenfrüchten gegenüber der direkten

Einarbeitung als Gründünger an. In diesem Zusammenhang wird auch eine generelle Beeinflussung des Auswaschungspotentials durch Umstellungen im Anbausystem durch die Biogastechnologie diskutiert, beispielsweise durch veränderte Düngetermine oder Fruchtfolgen (Möller 2015).

### *Gasförmige Verluste*

Gasförmige Verluste können durch  $\text{NH}_3$ -Ausgasung oder bei mikrobiellen Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgängen ( $\text{N}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) auftreten (Blume u. a. 2010).

Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Ausgasung erfolgen in den ersten Stunden nach der Ausbringung und können bei organischen Düngern  $>80\%$  des gedüngten  $\text{NH}_4^+$ -N betragen (Smith und Chambers 1993). Die Witterung bei der Ausbringung spielt eine große Rolle: Die Verluste steigen durch warme Temperaturen, hohe Windgeschwindigkeiten, geringere Niederschläge und bestimmte Bodenfeuchtebedingungen (Jones u. a. 2013; Bary u. a. 2004; Black u. a. 1985; Nkoa 2014; Ni u. a. 2012). Auch die Infiltrationsfähigkeit und KAK des Bodens sowie die generelle Oberflächenbeschaffenheit (z.B. Bewuchs oder Stoppel) sind relevant (Jones u. a. 2013; Möller u. a. 2009; Albert und Schliephake 2015; Ni u. a. 2012). Bezüglich der Düngereigenschaften ergeben sich verstärkte Verluste bei hohen  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalten, hohen pH-Werten (durch das  $\text{NH}_3$ - $\text{NH}_4^+$ -Gleichgewicht) und hohen TS durch die verminderte Infiltration (Nkoa 2014; Smith und Chambers 1993; Malgeryd 1998).  $\text{NH}_3$ -Verluste können durch unmittelbare Einarbeitung der Dünger, verlustarme Ausbringetechniken, die Wahl eines Düngetermins mit günstigen Witterungsbedingungen oder Verdünnung erheblich gemindert werden (Nkoa 2014; Albert und Schliephake 2015; Möller u. a. 2009).

Bei Gärresten ist durch den hohen  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt in Verbindung mit einem hohen pH-Wert von hohen  $\text{NH}_3$ -Verlusten im Vergleich zu anderen Wirtschaftsdüngern auszugehen (Nkoa 2014; Möller 2015). Die geringe Viskosität der Gärreste kann allerdings auch eine Verringerung der  $\text{NH}_3$ -Verluste bewirken (Möller u. a. 2009; Brenner 2008). Insgesamt ergaben Studien Verluste im Bereich von 4–14 % des N (Ni u. a. 2012; Möller und Stinner 2009; Bernal und Kirchmann 1992; Matsunaka u. a. 2006). Bei Applikation auf Grünland ohne Einarbeitung wurde die  $\text{NH}_3$ -Ausgasung als Hauptverlustweg für N identifiziert (Matsunaka u. a. 2006). Die Verluste sind für Gärreste aus Rindergülle gegenüber Gärresten aus Schweinegülle erhöht (Gericke u. a. 2007; Amon u. a. 2016). Durch die genannten entgegenwirkenden Effekte finden sich gegenüber Gülle höhere, gleichbleibende oder geringere  $\text{NH}_3$ -Verluste (Ni u. a. 2012; Möller und Stinner 2009; Gericke u. a. 2007; Rubæk u. a. 1996; Chantigny u. a. 2007; Bernal und Kirchmann 1992; Brenner 2008).

Neben der  $\text{NH}_3$ -Ausgasung spielt die mikrobielle Denitrifikation eine Rolle, die in Mitteleuropa zu Verlusten von durchschnittlich 7 % des applizierten N führt (Blume u. a. 2010). Die Denitrifikation ist eine anaerobe Atmung, die bei mangelnder Durchlüftung und beim Vorhandensein von leicht verfügbarer Organik auftritt (Madigan u. a. 2015; Blume u. a. 2010).  $\text{N}_2\text{O}$  entsteht bei unvollständiger Nitrifikation oder Denitrifikation bei nicht vollständig wassergesättigten Bedingungen und geringen Sauerstoffgehalten (Blume u. a. 2010). Obwohl diese Verluste mengenmäßig weniger relevant sind, ist das hohe Treibhauspotential von  $\text{N}_2\text{O}$  problematisch.

Es ist bekannt, dass organische Düngung durch die Zufuhr von N und leicht verfügbarer Organik eine erhöhte Denitrifikationsaktivität und somit erhöhte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bewirken kann (Smith und Chambers 1993; Baral u. a. 2017; Chantigny u. a. 2007; Johansen u. a. 2013; Insam u. a. 2015; Odlare u. a. 2011). Neben Bodeneigenschaften und Witterung sind wichtige Einflussfaktoren für die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission die Abbaubarkeit des Düngers und der  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt (Möller 2015; Insam u. a. 2015; Sängner u. a. 2011). Eine Injektion des Düngers kann die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen erheblich erhöhen (Wulf u. a. 2002).

Für Gärreste werden häufig recht geringe  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen im Bereich von 0–3,8 % des gedüngten N gemessen (Matsunaka u. a. 2006; Sängner u. a. 2011; Galvez u. a. 2012). Gegenüber Gülle ergab sich eine geringere Denitrifikationsaktivität, die mit der höheren Stabilität der Organik erklärt werden kann und zu einer Reduktion der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen führt (Rubæk u. a. 1996; Arthurson 2009; Insam u. a. 2015). Häufig finden sich daher in der Literatur gegenüber unvergorenen Materialien geringere  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen nach der Ausbringung (Nkoa 2014; Baral u. a. 2017; Chantigny u. a. 2007; Möller und Stinner 2009; Johansen u. a. 2013; Möller 2015). Da sich allerdings durch den hohen  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt auch die Nitrifikationsrate erhöht, können sich gegenüber Gülle auch höhere oder ähnliche  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen ergeben (Möller und Stinner 2009; Sängner u. a. 2011). Möller (2015) merkt an, dass möglicherweise die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bei der Lagerung und beim Umgang mit Gärresten relevanter sind als die Emissionen aus dem Boden.

### 2.1.2.2 Phosphor

P ist ebenfalls ein wichtiges Hauptnährelement, das im Boden gelöst, sorbiert, okkludiert, mineralisch gebunden oder organisch vorliegen kann und dadurch unterschiedlich gut verfügbar ist (Blume u. a. 2010). Aufgrund der Knappheit globaler P-Ressourcen sowie dem Eutrophierungspotential wird eine Kreislaufführung angestrebt (Dawson und Hilton 2011). Organische Dünger wie Gülle enthalten P in gelöster oder leicht löslicher anorganischer Form oder organisch ( $\text{P}_{\text{org}}$ ) mit einem variierenden Anteil als Phytat-P (Beer und Suntheim 2003). Da die Düngemengen organischer Dünger in der Regel N-basiert kalkuliert werden, wird meist eine ausreichende P-Menge gedüngt und es können sich bei langfristiger Anwendung P-Anreicherungen und -Austräge ergeben (Bary u. a. 2004; Diacono und Montemurro 2010). Durch die Vergärung erhöht sich der mineralische P-Anteil und die P-Löslichkeit sinkt durch die Bildung von Ca- oder Mg-Phosphaten wie Struvit und Hydroxylapatit (Beer und Suntheim 2003; Möller und Müller 2012; Field u. a. 1984; Güngör u. a. 2007; Massé u. a. 2011). Die Pflanzenverfügbarkeit aus Gärresten und die damit in Zusammenhang stehenden Prozesse werden in Abschnitt 2.4.2 erläutert.

### 2.1.2.3 Kalium und Natrium

K liegt im Boden gelöst, austauschbar, fixiert, organisch oder in Silikaten gebunden vor, wobei die austauschbar gebundene K-Menge von der KAK und konkurrierenden Kationen abhängt (Blume u. a. 2010). Analog zum P ist bei N-basierter Kalkulation der organischen Dünger in der Regel eine ausreichende K-Versorgung gegeben und K-Anreicherungen sowie -Auswaschungen sind möglich (Bary u. a. 2004; Blume u. a.

2010; Plaza u. a. 2004; Diacono und Montemurro 2010; Kayser und Isselstein 2005). Mögliche negative Effekte einer K-Übersorgung sind eine gestörte Aufnahme von Mg-, Ca- und Na-Ionen durch die Pflanze, eine vermehrte Auswaschung dieser Kationen, Bodenversauerung, Beeinträchtigung der Bodenstruktur und gesundheitliche Schäden an Nutztieren bei Futternutzung (Kayser und Isselstein 2005; Blume u. a. 2010; Unterfrauner u. a. 2010; Insam u. a. 2015). Auch nach Düngung mit Gärresten wird von K-Überschüssen mit teilweise negativen Auswirkungen berichtet (Erhart u. a. 2014; Amon u. a. 2016; Jäkel und Mau 1999; Unterfrauner u. a. 2010). Wragge (2014) stellte allerdings einen K-Mangel in einem Feldversuch mit Silomais und Sommerweizen fest.

Na hat eine geringere Bedeutung für die Pflanzenernährung spielt aber als Kation eine Rolle bei Austauschprozessen und beeinflusst dadurch beispielsweise die Bodenstruktur (Blume u. a. 2010). Es gibt verschiedene Hinweise darauf, dass insbesondere Gärreste durch hohe Na-Gehalte zu einer Anreicherung von Na-Ionen im Boden führen (Walsh u. a. 2012a; Pawlett und Tibbett 2015; Vaneeckhaute u. a. 2013).

### 2.1.3 Schadstoffe

Erhöhte Schwermetallgehalte in Gärresten können beim Einsatz von belasteten Substraten wie Schweinegülle oder Abfällen auftreten (Pötsch 2004; Amon u. a. 2016). In der Regel werden gesetzliche Vorgaben für Düngemittel eingehalten, nach BioAbfV traten allerdings teilweise Grenzwertüberschreitungen für Cu und Zn auf (Kördel u. a. 2007; Kirsch 2009; Sensel u. a. 2009; Amon u. a. 2016; Nkoa 2014; Zirkler 2014; Göhler und Emmerling 2007). In Gefäßversuchen und kurzzeitigen Feldversuchen fanden sich keine negativen Effekte durch die in Gärresten enthaltenen Schwermetalle (Ramezani u. a. 2015; Montemurro u. a. 2008; Göhler und Emmerling 2007). Möller und Müller (2012) beschreiben eine Abnahme der Verfügbarkeit und Löslichkeit von Schwermetallen durch Fällungsreaktionen im Biogasprozess. Langfristig kann aber von einer Schwermetallverfügbarkeit ausgegangen werden, die der Verfügbarkeit aus den Substraten ähnelt, wobei Forschungsbedarf zur Schwermetallakkumulation durch langjährige Düngung mit Gärresten besteht (Insam u. a. 2015; Bougnom u. a. 2012; Möller und Müller 2012; Nkoa 2014). In einem Review über Langzeiteffekte organischer Dünger erläutern Diacono und Montemurro (2010), dass die schädliche Wirkung der Schwermetalle in größerem Maße von den Bodenbedingungen (pH-Wert und KAK) als von der Düngemenge bestimmt wird.

Im Biogasprozess nicht ausreichend abgebaute organische Schadstoffe, wie beispielsweise Phenole oder Antibiotika, können ebenfalls negative Bodenveränderungen bewirken (Insam u. a. 2015; Levén u. a. 2006; Suominen u. a. 2014). Analog zu Schwermetallen war auch für diese Schadstoffe ein Einfluss des Substrats festzustellen (Leván u. a. 2006; Insam u. a. 2015). Da aber durch die Vergärung in der Regel ein Abbau erfolgt, ist von einer geringeren Belastung im Vergleich zu den Ausgangssubstraten auszugehen (Insam u. a. 2015). Göhler und Emmerling (2007) konnten in einem Gefäßversuch keine Antibiotika im Boden nach Gärrestdüngung nachweisen.

### 2.1.4 Bodenreaktion

Die Bodenreaktion spielt eine wesentliche Rolle für die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadelementen und ist von den Puffersystemen des Bodens, der Stoffwechselaktivität von Pflanzen und Bodenorganismen sowie Stoffeinträgen und -verlusten geprägt (Blume u. a. 2010). pH-Bereiche für ein optimales Pflanzenwachstum und den Erhalt der OBS sind bodenspezifisch in Wulffen u. a. (2008) definiert. Es ist bekannt, dass Kalkung und organische Düngung zu einer Erhöhung des pH-Werts beitragen können (Haynes und Naidu 1998; Plaza u. a. 2004; Böhme u. a. 2005; Bachmann u. a. 2016; Hupfauß u. a. 2016). Allerdings ergeben sich nach organischer Düngung nicht immer erhöhte pH-Werte, da natürliche Versauerungsprozesse, die Ernteabfuhr und bestimmte Düngereintragsstoffe (insbesondere  $\text{NH}_4^+$ ) pH-verringern wirken (Diacono und Montemurro 2010; Blume u. a. 2010; Nardi u. a. 2004; Loria u. a. 2004; Odlare u. a. 2011). Bei Mineraldüngern ist für die pH-Wirkung die Düngelform entscheidend:  $\text{NH}_4^+$ -N-basierte Dünger wirken pH-verringern während  $\text{NO}_3^-$ -N-basierte Dünger erhöhend wirken (Upjohn u. a. 2005).

Für Gärreste wirken ein erhöhter pH-Wert im Gärrest und die Freisetzung von basischen Kationen beim weiteren Abbau der organischen Substanz pH-erhöhend (Voelkner u. a. 2015c). pH-verringern Effekte ergeben sich aus den hohen Gehalten an  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{K}^+$  (Bernal und Kirchmann 1992; Unterfrauner u. a. 2010). In Inkubationsversuchen fanden sich unmittelbare pH-Anstiege durch die Gärrestdüngung und dann eine kontinuierliche pH-Abnahme, die parallel zur Nitrifikation erfolgte (Loria und Sawyer 2005; Bernal und Kirchmann 1992; Unterfrauner u. a. 2010). Daher ergaben sich am Ende von Inkubationsversuchen gegenüber Kontrollen höhere, gleiche oder niedrigere pH-Werte (Abubaker u. a. 2013; Voelkner u. a. 2015b; Voelkner u. a. 2015c; Ernst u. a. 2008; Bölter 2015; Gómez-Brandón u. a. 2016). In Feld- und Gefäßversuchen wurden gegenüber ungedüngten Kontrollen in der Regel ähnliche Werte gemessen (Wragge 2014; Koblenz 2014; Reinhold und Zorn 2015b; Odlare u. a. 2008; Odlare u. a. 2011). pH-Verringerungen fanden sich selten und vor allem kurzfristig (Albuquerque u. a. 2012b; Ross u. a. 1989; Morris und Lathwell 2004). Gegenüber Mineraldüngern (in der Regel Ammoniumnitrat) wurden überwiegend höhere pH-Werte festgestellt (Ross u. a. 1989; Wragge 2014; Bachmann u. a. 2011; Hupfauß u. a. 2016; Bachmann u. a. 2016; Odlare u. a. 2011; Grigatti u. a. 2011). Im Vergleich zu unvergorenen Wirtschaftsdüngern ergaben Inkubations-, Feld- und Gefäßversuche häufig geringere, aber auch höhere oder gleichbleibende pH-Werte nach Gärrestdüngung (Bernal und Kirchmann 1992; Abubaker u. a. 2013; Ernst u. a. 2008; Loria und Sawyer 2005; Morris und Lathwell 2004; Bachmann u. a. 2016; Bachmann u. a. 2014; Chantigny u. a. 2008; Hupfauß u. a. 2016; Bachmann u. a. 2011).

## 2.2 Physikalische Bodenparameter

### 2.2.1 Bedeutung und Einflussfaktoren der Bodenstruktur

Die Bodenstruktur beschreibt die Anordnung oder Organisation der Partikel im Boden (Hillel 1998). Sie wird stark durch Änderungen des Klimas, der biologischen Aktivität

und Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst (Bronick und Lal 2005). Die Bodenstruktur ist ein wesentlicher Faktor der Bodenfruchtbarkeit, da eine optimale Porosität den Wasser- und Lufthaushalt positiv beeinflusst und die Bildung stabiler Aggregate Erosion und Krustenbildung mindert, Nährstoffe bindet, OBS stabilisiert und für Bodenorganismen relevant ist (Hillel 1998; Bronick und Lal 2005; Pankhurst und Lynch 1995; Buscot und Varma 2005; Haynes und Naidu 1998). Neben daraus resultierenden allgemeinen Effekten auf das Pflanzenwachstum, beeinflusst die Bodenstruktur insbesondere Keimung, Aufgang und Wurzelwachstum positiv (Haynes und Naidu 1998).

Die Bodenstruktur wird wesentlich durch den Prozess der Aggregierung bestimmt. Dabei werden aus Primärpartikeln zusammengesetzte strukturelle Einheiten (Aggregate) aufgebaut (Hillel 1998). Es werden Mikro- ( $<250\mu\text{m}$ ) und Makroaggregate unterschieden (Bronick und Lal 2005). Es gibt unterschiedliche Modellvorstellungen über den Mechanismus der Aggregierung und darüber ob und wie Mikro- und Makroaggregate auseinander hervorgehen, die im Review von Bronick und Lal (2005) vorgestellt werden. In dieser Studie werden auch relevante natürliche und anthropogene Einflussfaktoren der Bodenstruktur zusammengestellt. Für den Aufbau stabiler Aggregate spielen die Bindemittel OBS (Partikuläre organische Substanz (POM), Kohlenhydrate, Polysaccharide, Phenole, Lignine, Lipide), Tonminerale, Carbonate, Phosphate und mehrwertige Kationen eine wichtige Rolle. Relevante chemische und physikalische Bodenparameter sind Textur, pH-Wert,  $C_{\text{org}}$ -Gehalt und Kationenzusammensetzung. Das Edaphon ist durch Lebendverbauung, Ausscheidung von Stoffwechselprozessen und Bioturbation wesentlich am Aufbau von Aggregaten beteiligt. Auch Pflanzen spielen durch ihre Wurzeln (direkte Verbauung, Wurzelexsudation), als Erosionsschutz und durch das Einbringen von organischen Substanzen eine wichtige Rolle für die Bodenstruktur. Eine Benetzungshemmung des Bodens kann durch die Akkumulation von bestimmten organischen Verbindungen im Boden auftreten und zusätzlich zur Stabilisierung des Bodengefüges beitragen (Doerr u. a. 2000; Bronick und Lal 2005). Anthropogen wird die Bodenstruktur stark durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, Fruchtfolgegestaltung, Umgang mit Ernteresten, Kalkung und Düngung beeinflusst (Bronick und Lal 2005; Haynes und Naidu 1998).

Während für die Stabilisierung von Makroaggregaten insbesondere Wurzeln, Pilzhyphen und POM von Bedeutung sind, werden Mikroaggregate hauptsächlich durch bakterielle Aktivität und anorganische Bindemittel aus stabiler organischer Substanz, Tonmineralen und Stoffwechselprodukten von Pflanzen und Mikroorganismen aufgebaut (Pankhurst und Lynch 1995; Puget u. a. 1999; Blume u. a. 2010; Buscot und Varma 2005; Torsvik und Øvreås 2002). Bei Makroaggregaten wird von einer geringeren Stabilität und Verweilzeit der OBS ausgegangen (Blume u. a. 2010; Blagodatskaya und Kuzyakov 2008; Kaiser und Berhe 2014).

### 2.2.2 Messung von Bodenstruktur und Aggregatstabilität

Die Bodenstruktur ist als „qualitatives Konzept“ nicht direkt messbar und wird durch eine Vielzahl an indirekten Methoden erfasst, beispielsweise durch Mikroskopie, Tomographie oder Untersuchung der Porosität, Porengrößenverteilung, Rohdichte oder

mechanischer Bodeneigenschaften (Hillel 1998; Blume u. a. 2010). Neben Untersuchungen der Form- und Größenverteilung der Aggregate, wird Bodenstruktur sehr häufig über den Indikator Aggregatstabilität (SAS) erfasst (Hillel 1998; Bronick und Lal 2005; Le Bissonnais 2016). Dieser Parameter beschreibt die Vulnerabilität der Bodenstruktur gegenüber aggregatzerstörenden Kräften und erlaubt dadurch eine Abschätzung des Risikos für Verschlammung und Erosion, also eine praxisrelevante und relativ umfassende Beschreibung der Bodenstruktur (Hillel 1998; DIN 19683-16 2015). Es gibt viele Methoden zur Bestimmung der SAS, wobei Probenvorbereitung sowie Art und Stärke der Kraftausübung variieren (Baumgartl und Horn 1993; Le Bissonnais 2016). Während direkte Verfahren eine genaue Quantifizierung der Kraft zur Aggregatzerstörung erlauben, bilden indirekte Methoden verschiedene Destabilisierungsmechanismen qualitativ ab (Le Bissonnais 2016). Le Bissonnais (2016) definiert vier Hauptmechanismen der Aggregatzerstörung in Wasser: (i) Slaking, die Zerstörung von Makroaggregaten beim schnellen Befeuchten trockener Aggregate durch Kompression von eingeschlossener Luft, (ii) inhomogene Quellung durch Tonminerale, (iii) mechanische Aggregatzerstörung durch Regentropfen und (iv) physikochemische Dispergierung von Tonmineralen. Die verbreitetsten Messverfahren sind Nasssiebungsverfahren mit luftgetrockneten oder langsam befeuchteten Aggregaten und mechanischer Kraftausübung durch Bewegung der Siebe sowie Ultraschallverfahren, Regensimulationen oder Dispergierungsuntersuchungen mit Turbidimetrie (Hillel 1998; Le Bissonnais 2016; Baumgartl und Horn 1993). Für die spezifische Untersuchung der OBS-Stabilisierung werden verschiedene physikalische Fraktionierungen empfohlen (Schulz 1997). Verbreitet sind Methoden der Ultraschall dispergierung, wobei eine fehlende Standardisierung den Vergleich der Ergebnisse erschwert (Guggenberger u. a. 2013; Cerli u. a. 2012; Zimmermann u. a. 2007; Six u. a. 2002).

### **2.2.3 Wirkung von organischen und mineralischen Düngern auf die Aggregation**

Eine allgemein positive Wirkung organischer Dünger auf die SAS wurde vielfach bestätigt (Abiven u. a. 2009; Haynes und Naidu 1998; Diacono und Montemurro 2010; Bronick und Lal 2005; Buscot und Varma 2005; Sümer 2012; Aoyama u. a. 1999; Sarkar u. a. 2003; Whalen und Chang 2002; Annabi u. a. 2007; Beck und Brandhuber 2012; Sharma u. a. 1995). Diese SAS-Erhöhung wird erklärt mit einer erhöhten biologischen Aktivität, verstärktem Pflanzenwachstum, der Rolle der OBS als Bindemittel und einer Erhöhung der Benetzungshemmung (Diacono und Montemurro 2010; Bronick und Lal 2005; Annabi u. a. 2007; Cosentino u. a. 2006; Paré u. a. 1999). Die Effektstärke und -dauer der SAS-Erhöhung hängt mit der Abbaudynamik des organischen Düngers zusammen (Haynes und Naidu 1998; Abiven u. a. 2009; Abiven u. a. 2007). Im Review von Abiven u. a. (2009) wird die Theorie von Monnier bestätigt, wonach leicht abbaubare organische Materialien einen starken aber kurzzeitigen Effekt haben und abbaustabile einen schwächeren jedoch längerfristigen Effekt (Monnier 1965). So ergeben sich für Stroh starke SAS-Effekte mit einem Maximum bei etwa einem Monat und für Komposte schwache Effekte mit einem Maximum nach etwa drei Monaten. Annabi u. a. (2007) stellen ein konzeptuelles Modell vor, welches den progressiven Anstieg der SAS bei

mehrfacher organischer Düngung beschreibt. Selten wurde von keinen oder negativen Effekten durch organische Düngung (hauptsächlich Gölledüngung) berichtet und mit der dispergierenden Wirkung eines hohen Anteils monovalenter Kationen in Verbindung gebracht (Campos u. a. 2004; Assefa u. a. 2004; Murer u. a. 1993; Haynes und Naidu 1998). Häufig erhöhte sich durch die organische Düngung auch der Durchmesser der luftgetrockneten (Trockensiebung) oder wasserstabilen (Nasssiebung) Aggregate (Haynes und Naidu 1998; Bossuyt u. a. 2001; Wortmann und Shapiro 2008; Zhang u. a. 2016; Sharma u. a. 1995; Singh u. a. 2007; Huang u. a. 2010). Es gibt Hinweise darauf, dass das durch die Düngung eingebrachte organische Material zunächst vor allem den  $C_{org}$ -Gehalt, die Stabilität und die mikrobielle Biomasse in den Makroaggregaten erhöht (Buyanovsky u. a. 1994; Puget u. a. 1995; Sharma u. a. 1995; Li u. a. 2016; Puget u. a. 1999; Huang u. a. 2010; Aoyama u. a. 1999; Aoyama u. a. 2000). Selten wurde von einer bevorzugten Bindung der Organik an die mineralische Feinfraktion berichtet (Christensen 1988).

Für Mineraldünger fand sich in der Regel eine gegenüber organischer Düngung verringerte SAS (Diacono und Montemurro 2010; Edmeades 2003; Paré u. a. 1999; Sarkar u. a. 2003; Edmeades 2003; Albuquerque u. a. 2012b). Mineraldünger können die Aggregierung durch Erhöhung von Pflanzenwachstum, OBS-Eintrag und mikrobieller Aktivität sowie die stabilisierenden Wirkung von Phosphaten erhöhen, es ist aber auch eine Destabilisierung durch Abnahme der mikrobiellen Biomasse und die dispergierende Wirkung von  $NH_4^+$  möglich (Haynes und Naidu 1998; Bronick und Lal 2005; Bossuyt u. a. 2001). Gegenüber ungedüngten Kontrollen ergaben sich daher erhöhende, gleichbleibende und verringernde Effekte der Mineraldüngung auf die SAS (Haynes und Naidu 1998; Bronick und Lal 2005; Albuquerque u. a. 2012b; Aoyama u. a. 1999; Intrawech u. a. 1982; Bossuyt u. a. 2001; Sarkar u. a. 2003).

### 2.2.4 Wirkung von Gärresten auf die Aggregierung

Gärreste können durch verschiedene Mechanismen die Aggregierung beeinflussen. Durch die Einbringung relativ stabiler organischer Substanz ist nach Abiven u. a. (2009) ein schwacher aber langfristiger positiver Effekt auf die SAS zu erwarten. Da bei der Düngung mit Gärresten der Boden durch den Verlust von C ins Biogas weniger leicht verfügbare Organik erhält, wird im Vergleich zu unvergorenen Substraten kurzfristig eine Verringerung der SAS diskutiert, die mit einer geringeren mikrobiellen Aktivität in Zusammenhang steht (Dominik 2011). Für die Beurteilung von Struktureffekten durch Gärrestdüngung sind auch mögliche Effekte auf die Pilzbiomasse von Bedeutung, da insbesondere saprotrophe Pilze durch ihr filamentöses Wachstum, ihre Exkretionsprodukte und die Induktion von Hydrophobie zur Stabilisierung von Aggregaten beitragen (Lehmann und Rillig 2015; Annabi u. a. 2007). Bekannte Effekte auf die Mikrobiologie des Bodens werden in Abschnitt 2.3 behandelt. Durch den hohen Gehalt an monovalenten Kationen könnten Gärreste zusätzlich eine erhöhte Tondispersierung bewirken (Voelkner u. a. 2015b; Voelkner u. a. 2015c).

Insgesamt gibt es wenige Studien, die Effekte auf die Aggregierung durch Gärrestdüngung untersucht haben. Im Vergleich zu ungedüngten Kontrollen ergaben Feld- und Gefäßversuche häufig SAS-Erhöhungen für verschiedene Texturen (Lehm- bis Sandbö-



den) (Alburquerque u. a. 2012b; Koblenz 2014; Erhart u. a. 2014; Frøseth u. a. 2014). Beck und Brandhuber (2012) konnten in einem mehrjährigen Feldversuch auf Lösslehm keinen Effekt nachweisen. Eine SAS-Verringerung wurde von Unterfrauner u. a. (2010) in einem 20-wöchigen unbewachsenen Feldversuch auf lehmigem Sandboden bis zur 17. Woche festgestellt. Nur wenige Studien verglichen Gärreste mit mineralischen oder herkömmlichen organischen Düngern. Alburquerque u. a. (2012b) fanden in einem zweijährigen Feldversuch mit lehmigem Sandboden etwa ähnliche SAS-Werte gegenüber der Mineraldüngung mit gleicher N-Gabe, jedoch zu einem Messtermin (185 d nach Düngung) eine signifikant geringere SAS des Gärrests. Ein signifikant höherer Wert gegenüber mineralischer Düngung wurde im mehrjährigen Feldversuch kurz vor der Frühjahrsdüngung von Beck und Brandhuber (2012) festgestellt, während Koblenz (2014) in einem Gefäßversuch keine Unterschiede fand. Im Vergleich zu Rindergülle ergaben diese beiden Versuche bei gleicher N-Düngemenge keinen Unterschied. Rindermist führte im Feldversuch aus Alburquerque u. a. (2012b) bei N-basierter Düngung hingegen zu durchgängig tendenziell und zeitweise signifikant (152–185 d nach Düngung) höheren SAS-Ergebnissen im Vergleich zum Gärrest, vermutlich weil durch das zehnfach höhere C:N-Verhältnis deutlich mehr C gedüngt wurde. Frøseth u. a. (2014) fanden zwischen direkter Gründüngung und der Vergärung und Rückführung des vergorenen Materials keine Unterschiede bezüglich der kurzfristigen SAS. Singh u. a. (2007) untersuchten den Einfluss der Gärrestdüngung auf den Durchmesser wasserstabiler Aggregate in einem Feldversuch und fanden tendenziell höhere Werte gegenüber Stallmist, Kompost und Gründüngung bei volumenbasierter Düngung. Für separierte Gärreste ergab sich bei gleicher N-Gabe eine signifikant höhere SAS für die Festfraktion gegenüber der Flüssigfraktion (Beck und Brandhuber 2012).

Direkte Effekte der Gärrestdüngung auf die Tondispergierung wurden von Horn (2015), Voelkner u. a. (2015b) und Voelkner u. a. (2015c) in Laborversuchen untersucht. In einem zehntägigen Laborversuch mit homogenisiertem Boden fanden Voelkner u. a. (2015c) für lehmigen Sand einen tendenziellen Anstieg und für reinen Sand ein tendenzielles Absinken des Readily dispersible clay (RDC) nach Düngung mit verschiedenen NawaRo-Gärresten. Ein ähnlicher Versuch mit ungestörtem Boden ergab für den lehmigen Boden eine nicht signifikante Erhöhung des RDC durch einen Gärrest aus Maissilage, während die anderen Gärreste zu einer signifikanten Verringerung der Dispergierung führten (Voelkner u. a. 2015b; Horn 2015). Für den sandigen Boden ergaben sich für die verschiedenen Gärreste keine Effekte bis leichte Anstiege des RDC. Voelkner u. a. (2015b) diskutieren, dass neben der Kationenbelegung auch pH-Effekte für die Dispergierungsprozesse relevant sind.

### 2.2.5 Benetzungshemmung

Benetzungshemmung beschreibt eine verringerte Affinität des Bodens gegenüber Wasser und tritt durch Akkumulation bestimmter organischer Moleküle auf (Doerr u. a. 2000). Dieser Effekt hat negative Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und das Pflanzenwachstum, da sich die Infiltrationsfähigkeit und Wasserhaltefähigkeit des Bodens reduziert und durch präferentiellen Fluss der Boden ungleichmäßiger befeuchtet wird (Doerr u. a. 2000; Dekker und Ritsema 2000). Teilweise trägt die Benetzungshemmung

zur Aggregatstabilisierung bei, aufgrund der genannten negativen Effekte ist dies aber kein gewünschter Stabilisierungsmechanismus (Le Bissonnais 2016; Annabi u. a. 2007). Benetzungshemmung wird durch die chemische Struktur der eingebrachten Organik ausgelöst und beeinflusst und ist daher mit spezifischen Pflanzen und Mikroorganismen, insbesondere Pilzen und Algen, assoziiert (Doerr u. a. 2000; DeBano 2000). Weitere relevante Einflussfaktoren sind Wassergehalt, Temperatur, Textur und pH-Wert des Bodens (Täumer u. a. 2005; Doerr u. a. 2000; Hallett 2007; Goebel u. a. 2011). Häufig erfolgt eine Messung der Persistenz der Benetzungshemmung mit dem Water drop penetration time (WDPT)-Test (Bachmann u. a. 2003).

Organische Düngung kann eine Benetzungshemmung des Bodens bewirken (Haynes und Naidu 1998; Annabi u. a. 2007; Cosentino u. a. 2006). Für Gärreste wird durch die stabilisierte Organik eine verstärkte Benetzungshemmung diskutiert, es wurden zu diesem Thema bisher aber nur einige Versuche im Labormaßstab durchgeführt (Voelkner u. a. 2015c; Voelkner u. a. 2015a; Horn 2015). Voelkner u. a. (2015a) fanden in lehmigem Sandboden, der mit NawaRo-Gärresten vermischt wurde, einen sofortigen Anstieg hydrophober funktioneller Gruppen und eine tendenzielle Erhöhung des Kontaktwinkels um 10–20 %. Ein anderer zehntägiger Laborversuch ergab für lehmigen Sand tendenzielle Anstiege aber auch Verringerungen des Kontaktwinkels sowie für reinen Sand schwache Anstiege (Voelkner u. a. 2015c). Horn (2015) berichtete auch von signifikanten Anstiegen des Kontaktwinkels nach Gärrestdüngung in ähnlichen Versuchen.

### 2.2.6 Weitere bodenphysikalische Parameter

Organische Düngung kann viele weitere bodenphysikalische Parameter wie Rohdichte, Porosität, Infiltrationskapazität, Wasserhalte- oder Wasserleitfähigkeit positiv beeinflussen (Diacono und Montemurro 2010; Edmeades 2003; Haynes und Naidu 1998; Beni u. a. 2012; Sarkar u. a. 2003; Assefa u. a. 2004; Oberholzer u. a. 2014; Sharma u. a. 1995). Die positiven Effekte entwickeln sich allerdings meist erst nach mehrjähriger Anwendung und sind von der Art des Düngers und der Bodenart abhängig (Assefa u. a. 2004). Edmeades (2003) bringt die verbesserten physikalischen Bodeneigenschaften nach organischer Düngung hauptsächlich mit der Erhöhung des Humusgehaltes und verbesserten biologischen Bodeneigenschaften in Verbindung. Auch eine Mineraldüngung kann über eine Erhöhung der Humusgehalte zu einer Verbesserung der physikalischen Bodeneigenschaften beitragen (Haynes und Naidu 1998; Intrawech u. a. 1982; Sarkar u. a. 2003; Edmeades 2003; Singh u. a. 2007). Oft waren die Effekte aber deutlich geringer als nach organischer Düngung und vereinzelt traten negative Effekte auf.

Für Gärrestdüngung fanden sich in Feldversuchen gegenüber ungedüngten Kontrollen und Mineraldüngung positive Effekte auf Rohdichte, Infiltrationsrate, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Wasserhaltekapazität, Kompressionsfähigkeit und Penetrationswiderstand (Beni u. a. 2012; Garg u. a. 2005; Singh u. a. 2007). Teilweise ergaben sich aber auch keine oder negative Effekte (Beni u. a. 2012; Koblenz 2014; Unterfrauner u. a. 2010). Koblenz (2014) fand in einem dreijährigen Feldversuch mit N-basierter Mengenkalkulation für Gärrestdüngung gegenüber der Mineraldüngung eine signifikant erhöhte Trockenrohichte, eine signifikant verringerte Luftkapazität und eine tendenziell verringerte

ungesättigte Wasserleitfähigkeit, während sich keine Unterschiede zwischen Gärrest, Kontrolle und Rindergülle fanden. Die Ergebnisse wurden mit tendenziell erhöhten  $C_{org}$ -Gehalten in der Mineraldüngervariante erklärt. In einem 20-wöchigen unbewachsenen Feldversuch berichteten Unterfrauner u. a. (2010) von einer tendenziell verringerten Infiltration nach Gärrestdüngung gegenüber der Kontrolle und brachten dies mit einer erhöhten Verschlammungsneigung in Verbindung. Vergleiche zu anderen organischen Düngern finden sich in der Literatur wenig. Keine Unterschiede wurden in Feldversuchen gegenüber Gülle und Stallmist gemessen (Koblenz 2014; Singh u. a. 2007). Im Vergleich zu Kompost ergaben sich in einem N-basierten Feldversuch und einem volumenbasierten Feldversuch sowohl schlechtere, gleichbleibende und verbesserte physikalische Bodeneigenschaften (Beni u. a. 2012; Singh u. a. 2007). Gegenüber Gründünger fanden sich keine Unterschiede bezüglich Trockenrohdichte, aber eine tendenziell verringerte Infiltrationsrate (Singh u. a. 2007).

Es zeigt sich allgemein, dass für eine Beurteilung der langfristigen Effekte der Gärrestdüngung auf physikalische Bodenparameter noch Forschungsbedarf besteht. Insbesondere fehlen Ergebnisse aus mehrjährigen Feldversuchen auf verschiedenen Standorten, die einen Vergleich zu anderen Düngemitteln erlauben. Bei der langfristigen Entwicklung bodenphysikalischer Parameter ist von einer engen Verbindung zur Entwicklung von Humusgehalten und biologischen Bodenparametern auszugehen (Diacono und Montemurro 2010; Bronick und Lal 2005).

## 2.3 Biologische Bodenparameter

### 2.3.1 Bedeutung und Messung biologischer Bodenparameter

Abott und Murphy (2007) behandeln ausführlich die Bedeutung des Bodenlebens für die Bodenfruchtbarkeit. Sie definieren die biologische Bodenfruchtbarkeit als Fähigkeit der Bodenorganismen (Mikroorganismen, Fauna, Wurzeln) zur Ernährung von Pflanzen und Nutztieren (hinsichtlich menschlicher Bedürfnisse und dem Tierwohl) beizutragen und gleichzeitig Prozesse, die zu einem guten chemischen und physikalischen Bodenzustand beitragen, aufrechtzuerhalten. Da positive Effekte des Edaphons durch hohe Nährstoffreserven oder Mineraldüngung überdeckt werden können, wurde der biologischen Bodenfruchtbarkeit teilweise gegenüber der chemischen und physikalischen Komponente eine geringere Bedeutung zugesprochen.

Die Makrofauna des Bodens erfüllt durch Zerkleinerung und Abbau der organischen Substanz, durch Bioturbation und als Räuber wichtige Bodenfunktionen und fördert insbesondere die Bodenstruktur (Blume u. a. 2010; Abott und Murphy 2007). Die Bedeutung der Mikroorganismen wird in Ottow (2011) ausführlich beschrieben: Sie spielen für chemische Transformationsprozesse im Boden eine wichtige Rolle (Mineralisierung, Schadstoffabbau, Redoxreaktionen), bilden einen Nährstoffpool an leicht verfügbaren Nährstoffen, fixieren  $N_2$  aus der Luft, fördern die Bodenstruktur durch Ausscheidungsprodukte und Lebendverbauung, sind Katalysatoren für die biochemische Verwitterung und verbessern die Nährstoffaufnahme der Pflanzen (z.B. Mykorrhiza). Weiterhin relevant ist die Eigenschaft mikrobieller Gemeinschaften negative Bodenveränderungen abzu-

puffern, insbesondere bei hoher funktioneller Diversität. Daraus ergibt sich zusammen mit anderen Bodeneigenschaften Elastizität, Belastbarkeit und Regenerationsvermögen des Bodens. Gleichzeitig dienen biologische Bodeneigenschaften allgemein als wichtige Indikatoren für die Qualität des Bodens als Lebensraum und Pflanzenstandort. Mikrobiologische Untersuchungen ermöglichen ein tieferes Verständnis der Reaktion des Bodens auf veränderte Umweltbedingungen und können mitunter frühzeitig auf zukünftige negative chemische oder physikalische Bodenveränderungen hinweisen (Ottow 2011; Pankhurst u. a. 1995; Arthurson 2009; Rousk und Bååth 2011; Odlare u. a. 2008; Diacono und Montemurro 2010; Abott und Murphy 2007; Insam u. a. 2015).

Durch stetige Fortschritte in der molekularbiologischen Forschung gibt es eine große Zahl an biologischen Untersuchungsmethoden für Böden. Die Methoden können grob nach der untersuchten Zielgröße eingeteilt werden in: (i) Biomasse, Abundanz, Aktivität und Zusammensetzung der Bodenfauna (ii) mikrobielle Biomasse und Abundanz (iii) katabolische Leistungen der mikrobiellen Gemeinschaft und (iv) Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft (eigene Aufteilung nach Ottow (2011) und Blume u. a. (2010)). Ottow (2011) und Abott und Murphy (2007) beschreiben, dass die Auswahl biologischer standardisierter Indikatoren für eine gute Bodenqualität im Vergleich zur Bodenchemie und -physik anspruchsvoll und noch wenig fortgeschritten ist, da biologische Prozesse meistens indirekt wirken und Selbstregulierungsprozesse noch ungenügend verstanden sind. Aus diesem Grund und auch wegen der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität biologischer Parameter ist es in der Regel nicht möglich einen optimalen biologischen Zustand zu definieren. Es wird daher empfohlen vergleichende Studien durchzuführen und eine Kombination von biologischen Indikatoren nach der jeweiligen Zielstellung und dem Standort auszuwählen. Ottow (2011) empfiehlt insbesondere die Untersuchung von Diversität und funktionellen Leistungen.

Im Folgenden wird der Stand des Wissens zur Wirkung verschiedener Dünger auf biologische Bodenparameter vorgestellt. Die Gliederung der Abschnitte orientiert sich an der oben vorgestellten Methodengruppierung, wobei eine eindeutige Zuordnung der Methoden nicht immer möglich ist.

### 2.3.2 Bodenfauna

Untersuchungen der Bodenfauna erfolgen häufig an Regenwürmern, Mikroarthropoden (meist Collembolen), Enchytraeiden oder Nematoden und sind für diese Organismengruppen standardisiert (Römbke u. a. 2006). Die Bodenfauna wird durch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und Düngung beeinflusst (Abott und Murphy 2007).

Für Regenwürmer wurde häufig ein Anstieg der Abundanz, Biomasse und Aktivität durch organische Düngung im Vergleich zu mineralischer oder keiner Düngung nachgewiesen (Leroy u. a. 2007; Eekeren u. a. 2009; Unwin und Lewis 1986; Brauckmann und Broll 2007; Edwards und Lofty 1982; Whalen u. a. 1998; Haynes und Naidu 1998). Auch für ausschließliche Mineraldüngung ergaben sich meist indirekt über eine Erhöhung des Pflanzenwachstums positive Effekte auf Regenwürmer (Lemtiri u. a. 2014; Haynes und Naidu 1998; Leroy u. a. 2007). Für Nematoden und Enchytraeiden fanden sich ähnliche

Ergebnisse (Zhang u. a. 2016; Bermejo Domínguez 2012). Jedoch wurde vereinzelt für organische oder mineralische Düngung von negativen Effekten auf Regenwürmer und Enchytraeiden berichtet (Timmerman u. a. 2006; Edwards und Lofty 1982; Rai u. a. 2014; Bermejo Domínguez 2012). Organische Düngung kann weiterhin durch ein verändertes Nahrungsangebot auch die Artzusammensetzung von Regenwürmern und Nematoden beeinflussen (Edwards und Lofty 1982; Eekeren u. a. 2009). Selten fanden sich Unterschiede zwischen verschiedenen organischen Düngern, wobei wahrscheinlich ein direkter Zusammenhang zwischen der Regenwurmbiomasse und der gedüngten  $C_{org}$ -Menge und der N-Düngewirkung besteht (Leroy u. a. 2007; Eekeren u. a. 2009; Edwards und Lofty 1982; Timmerman u. a. 2006). Untersuchungen der Mikrofauna des Bodens sind wenig verbreitet, es ist aber zu beachten, dass einige Untersuchungen der mikrobiellen Aktivität (z.B. Bodenatmung) die Aktivität der Mikrofauna mit erfassen (Blume u. a. 2010).

Für Gärreste erfolgten Untersuchungen hauptsächlich für Regenwürmer und vereinzelt für Enchytraeiden und Mikroarthropoden. Analog zu anderen organischen Düngern ergab sich eine Förderung von Regenwürmern durch Gärreste in Feld- und Säulenversuchen gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen (Bermejo Domínguez 2012; Brauckmann und Broll 2007; Koblenz 2014; Elste u. a. 2010; Ernst u. a. 2008). Unter Laborbedingungen wurde bei Vermeidungstests mit *E. fetida* bei geringeren Aufwandmengen eine leichte Bevorzugung der Gärreste und bei höheren Mengen eine toxische Wirkung beobachtet (Wragge 2014; Clements 2013). Negative Effekte wurden außerdem für *A. caliginosa* und kurzfristig unter Feldbedingungen nachgewiesen (Wragge 2014; Ernst u. a. 2008; Clements 2013). In einem Mikrokosmos-Experiment ergab sich gegenüber Gülle eine signifikant kleinere Biomasse, was auf die geringere  $C_{org}$ -Zufuhr im  $NH_4^+$ -N-basierten Versuchsdesign zurückgeführt werden kann (Ernst u. a. 2008). Im Gegensatz dazu fanden Brauckmann und Broll (2007) in einem Säulenversuch nach Gärrestdüngung gegenüber Gülle trotz ähnlicher  $C_{org}$ -Gaben teilweise höhere Regenwurmbiomassen und führten dies auf die stabilisierte Organik zurück. In N-basierten Feldversuchen konnten keine deutlichen Unterschiede gegenüber Gülle und Stallmist festgestellt werden (Koblenz 2014; Bermejo Domínguez 2012). Frøseth u. a. (2014) fanden eine signifikant höhere Regenwurmbiomasse nach Mulchen von Gründünger gegenüber der Vergärung der gleichen Menge und Ausbringung des Gärrests. Da Regenwurmart auf die verschiedenen Dünger unterschiedlich reagieren, zeigten sich in mehreren Studien auch Unterschiede in der Artzusammensetzung gegenüber ungedüngten und mineralischen Kontrollen sowie Gülle (Clements 2013; Koblenz 2014; Elste u. a. 2010; Ernst u. a. 2008). Bermejo Domínguez (2012) fand in einem Feldversuch für Enchytraeiden im Vergleich zu Regenwürmern eine entgegengesetzte und empfindlichere Reaktion auf die differenzierte Düngung. Dabei wurden kurzfristige negative Effekte durch Gärrestdüngung beobachtet, die sich nach sieben Monaten umkehrten. Im Vergleich zu anderen organischen Düngern ergab sich eine Bevorzugung von Gülle im Vermeidungstest (Bermejo Domínguez 2012) sowie eine höhere Enchytraeiden-Biomasse im Vergleich zu Kompost (Larsen u. a. 2007). Die wenigen Studien, die Mikroarthropoden untersuchten, wiesen auf positive Effekte durch Gärrestdüngung hin (Larsen u. a. 2007; Willms u. a. 2015).

### 2.3.3 Mikrobielle Biomasse und Abundanz

In diesem Abschnitt werden die in Ottow (2011) benannten Methoden zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse behandelt, darunter mikroskopische Verfahren, Dehydrogenaseaktivität (DHA), Chloroform-Fumigation (CF), Substratinduzierte Respiration (SIR), DNA-Gehalt und Phospholipidfettsäuren (PLFA)-Gehalt. Insbesondere bei den indirekten Methoden ist eine Abgrenzung zu Abschnitt 2.3.4 teilweise unscharf.

Eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse durch organische Düngung gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen wurde für unterschiedliche Materialien mit verschiedenen Methoden (CF, DHA, DNA-Gehalt, SIR, PLFA, Mikroskopie) in zahlreichen Labor-, Gefäß- und Feldversuchen nachgewiesen (Diacono und Montemurro 2010; Galvez u. a. 2012; Cosentino u. a. 2006; Bastida u. a. 2012; Fauci und Dick 1994; Marstorp u. a. 2000; Böhme u. a. 2005; Abiven u. a. 2007; Albiach u. a. 2000; Jedidi u. a. 2004; Mandal u. a. 2007; Rochette und Gregorich 1998; Zhang u. a. 2016; Bittman u. a. 2005; Plaza u. a. 2004; Javoreková u. a. 2015; Galvez u. a. 2011; Annabi u. a. 2007; Perucci 1992; Ros u. a. 2006; Chen u. a. 2012; Frac u. a. 2012; Islam u. a. 2011; Stark u. a. 2007; Anderson und Domsch 1989; Edmeades 2003; Hupfauf u. a. 2016; Marschner u. a. 2003; Heinze u. a. 2010; Aoyama u. a. 2000; Bachmann u. a. 2016; Odlare u. a. 2011). Nur selten lässt sich kein oder ein kurzfristiger negativer Effekt nachweisen (Bittman u. a. 2005; Debosz u. a. 2002; Jedidi u. a. 2004). Eine ausschließliche Mineraldüngung kann erhöhende, gleichbleibende oder verringernde Effekte auf die mikrobielle Biomasse haben (Haynes und Naidu 1998; Andruschkewitsch u. a. 2013; Islam u. a. 2011; Fauci und Dick 1994; Liu und Greaver 2010; Bittman u. a. 2005; Böhme u. a. 2005; Ghani u. a. 2003; Ross u. a. 1989; Koblenz 2014). Edmeades (2003) argumentiert, dass durch eine hohe Korrelation der mikrobiellen Biomasse mit dem  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens die Reaktion der mikrobiellen Biomasse hauptsächlich von dem Einfluss der Düngung auf den  $C_{org}$ -Gehalt bestimmt wird.

Für unterschiedliche organische Dünger deuteten verschiedene Inkubationsversuche darauf hin, dass kurzfristig vor allem Materialien mit einem hohen Anteil labiler Organik die mikrobielle Biomasse fördern (Annabi u. a. 2007; Johansen u. a. 2013; Nielsen u. a. 2017). Langfristig unter Feldbedingungen zeigte sich dieser Effekt nicht und die Unterschiede zwischen den organischen Düngern scheinen eher mit dem  $C_{org}$ -Gehalt in Verbindung zu stehen (Marstorp u. a. 2000; Albiach u. a. 2000).

Nach Gärrestdüngung wurde analog ebenfalls mit verschiedenen Methoden (CF, DHA, SIR, PLFA, ATP-Gehalt, qPCR, Mikroskopie) vielfach eine höhere mikrobielle Biomasse gegenüber keiner oder ausschließlich mineralischer Düngung nachgewiesen (Galvez u. a. 2012; Chen u. a. 2012; Hupfauf u. a. 2016; Albuquerque u. a. 2012b; Ernst u. a. 2008; García-Sánchez u. a. 2015; Odlare u. a. 2008; Terhoeven-Urselmans u. a. 2009; Elfstrand u. a. 2007; Kautz und Rauber 2007; Ross u. a. 1989; Bachmann u. a. 2011; Bachmann u. a. 2016; Odlare u. a. 2011; Bölter 2015). Einige Studien fanden allerdings auch gleichbleibende Werte (Wentzel und Joergensen 2016; Koblenz 2014; Gómez-Brandón u. a. 2016; Andruschkewitsch u. a. 2013; Nyberg u. a. 2006; Abubaker u. a. 2013; Bachmann u. a. 2014; Johansen u. a. 2013; Albuquerque u. a. 2012b). Koblenz (2014) konnte einen erhöhenden Effekt der Gärrestdüngung gegenüber der Kontrolle nur in einem unbewachsenen Gefäßversuch nachweisen, während ein analoger bewachsener Versuch sowie

die durchgeführten Feldversuche keine Unterschiede ergaben. Andruschkewitsch u. a. (2013) fanden in einem Gefäßversuch sogar einen signifikant geringeren mikrobiellen N-Gehalt gegenüber mineralischer Düngung und erklärten dies mit Unterschieden in der gebildeten Wurzelbiomasse. Es deutet sich also an, dass indirekte Effekte durch das Pflanzenwachstum direkte Effekte der Gärrestdüngung überdecken können.

Im Vergleich zu unvergorener Gülle fanden sich in Inkubations- und Gefäßversuchen auf der Vergleichsbasis von N,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , P oder TM häufig geringere mikrobielle Biomassen nach Gärrestdüngung, was durch die sich ergebende geringere C-Gabe erklärbar ist (Ernst u. a. 2008; Abubaker u. a. 2013; Koblenz 2014; Nielsen u. a. 2017; Wentzel und Joergensen 2016; Hupfauf u. a. 2016; Bachmann u. a. 2011; Bachmann u. a. 2016). Teilweise ergaben solche Versuche auch keine Unterschiede (Nyberg u. a. 2006; Gómez-Brandón u. a. 2016; Johansen u. a. 2013; Bachmann u. a. 2011). Nielsen u. a. (2017) konnten eine signifikant geringere DHA in einem C-basierten Inkubationsversuch nachweisen, wodurch die Unterschiede auch auf die unterschiedliche Stabilität der Organik zurückführbar sind. Unter Feldbedingungen fanden Koblenz (2014) und Wentzel u. a. (2015) bei N- bzw. volumenbasierter Vergleichsbasis geringere Werte gegenüber Gülle, ebenso Bachmann u. a. (2014) und Schauß (2006) gegenüber den Ausgangsprodukten der Cofermentation. Im Vergleich zu Stallmist, Komposten oder Gründüngern ergaben N-, C- oder TM-basierte Inkubationsversuche ebenfalls geringere mikrobielle Biomassen gegenüber Gärresten (Nielsen u. a. 2017; Gómez-Brandón u. a. 2016; Johansen u. a. 2013; Chen u. a. 2012). Feldversuche auf N-Vergleichsbasis ergaben für Stallmist und Komposte gleichbleibende oder geringere Werte (Alburquerque u. a. 2012b; Bougnom u. a. 2012; Odlare u. a. 2008; Odlare u. a. 2011). Elfstrand u. a. (2007) fanden in einem Feldversuch auf N- und C-Vergleichsbasis für vergorenes Klee gras nach zwei Monaten signifikant erhöhte Werte gegenüber der direkten Einarbeitung, nach vier Monaten kehrte sich der Effekt aber um.

### 2.3.4 Katabolische Leistungen der mikrobiellen Gemeinschaft

In diesem Abschnitt werden Effekte unterschiedlicher Düngung auf Bodenatmung, Aktivitäten freier Enzyme und Abbaupotentiale, die im Zuge von Substratverwertungsanalysen (z.B. Biolog) ermittelt wurden, behandelt. Diese Parameter werden in der Literatur auch häufig als mikrobielle Aktivität bezeichnet. SIR-Untersuchungen mit Glucose wurden bereits in Abschnitt 2.3.3 behandelt, bezüglich N-Umsetzungen siehe Abschnitt 2.1.2.1.

Die mikrobielle Aktivität im Boden ist meist C-limitiert (Liu und Greaver 2010). Organische Düngergabe ergibt daher in der Regel einen Anstieg der mikrobiellen Aktivität (Haynes und Naidu 1998). So lässt sich nach organischer Düngung im Vergleich zu ungedüngten und mineralischen Kontrollen in Feld- und Gefäßversuchen häufig eine erhöhte Bodenatmung nachweisen<sup>1</sup> (Koblenz 2014; Frac u. a. 2012; Rochette und Gregorich 1998; Liang u. a. 2003; Fraser u. a. 1988; Ros u. a. 2006). Auch höhere Aktivitäten verschiedener freier Enzyme sowie ein erhöhtes Abbaupotential für organische Kohlen-

<sup>1</sup>Es ist anzumerken, dass bei Versuchen mit Pflanzen die Bodenatmung neben der mikrobiellen Atmung auch die Wurzelatmung erfasst. Für Inkubationsversuche siehe Abschnitte 2.1.1.2 und 2.1.1.3

stoffverbindungen wurden in zahlreichen Studien nachgewiesen (Perucci 1992; Böhme u. a. 2005; Debosz u. a. 2002; Islam u. a. 2011; Plaza u. a. 2004; Albiach u. a. 2000; Mandal u. a. 2007; Elfstrand u. a. 2007; Koblenz 2014; Liang u. a. 2003; Bastida u. a. 2012; Chen u. a. 2012; Galvez u. a. 2011; Stumpe u. a. 2012; Frac u. a. 2012; Marschner u. a. 2003; Gomez u. a. 2006). In wenigen Fällen konnte in Feld- oder Gefäßversuchen keine Reaktion von Bodenatmung oder Enzymaktivitäten durch organische Düngung festgestellt werden, vereinzelt wurde auch von verringerten Enzymaktivitäten berichtet (Odlare u. a. 2008; Plaza u. a. 2004; Koblenz 2014; Debosz u. a. 2002; Böhme u. a. 2005; Marschner u. a. 2003; Mandal u. a. 2007; Diacono und Montemurro 2010). Die direkte Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft nach organischer Düngung hängt wesentlich von der Abbaustabilität des Düngers ab, die vorgestellten Parameter zeigten aber in Feldversuchen auch einen engen Zusammenhang zum Humusgehalt und pH-Wert des Bodens (Friedel u. a. 1996; Ottow 2011; Blume u. a. 2010). Für die Messung freier Enzyme kann ein enger Zusammenhang zum Humusgehalt auch methodisch bedingt sein (Ottow 2011). Nach Dominik (2011) ist die mikrobielle Aktivität vor allem die Gesamtmenge an zugeführtem C und weniger die Abbaustabilität des Düngers relevant.

Eine Mineraldüngung kann insbesondere kurzfristig ebenfalls die Bodenatmung und Enzymaktivität erhöhen, wahrscheinlich durch ein verbessertes Pflanzenwachstum oder kurzfristige Primingeffekte (Haynes und Naidu 1998; Islam u. a. 2011; Wragge und Ellmer 2007; Wragge 2014). Relativ häufig lassen sich jedoch keine und vereinzelt auch negative Effekte nachweisen (Ross u. a. 1989; Odlare u. a. 2008; Rochette und Gregorich 1998; Koblenz 2014; Fauci und Dick 1994). Liu und Greaver (2010) beschreiben in einer Metastudie, dass die Zugabe von N die mikrobielle Respiration um etwa 8 % verringert, aber die Bodenatmung durch eine vermehrte pflanzliche Respiration relativ konstant bleibt.

Für Gärreste konnte in Feldversuchen wenige Wochen nach der Düngung eine erhöhte Bodenatmung gegenüber ungedüngten Kontrollen nachgewiesen werden (Wragge 2014; Terhoeven-Urselmans u. a. 2009). Im Vergleich zu mineralischer Düngung ergab sich in einem achtwöchigen Gefäßversuch ein signifikanter Anstieg (Hupfau u. a. 2016), aber unter Feldbedingungen kein eindeutiges Ergebnis (Wragge 2014). Längerfristig zeigte sich meist kein oder nur ein sehr schwacher Effekt der Gärrestdüngung auf die Bodenatmung (Odlare u. a. 2008; Odlare u. a. 2011; Ross u. a. 1989). Erhöhte Enzymaktivitäten gegenüber ungedüngten Kontrollen finden sich in der Literatur mehrfach für alkalische Phosphatase und Protease sowie vereinzelt für  $\beta$ -Glucosaminidase, Chitinase, Leucin-Aminopeptidase, Arylsulfatase und Zellulase, während für  $\beta$ -Glucosidase mehrfach keine oder nur schwache Effekte gemessen wurden (Alburquerque u. a. 2012b; García-Sánchez u. a. 2015; Galvez u. a. 2012; Fuchs u. a. 2008; Chen u. a. 2012; Kautz und Rauber 2007; Koblenz 2014). Im Vergleich zu ausschließlich mineralischer Düngung ergaben die gemessenen Enzymaktivitäten in der Regel keine Unterschiede (Bachmann u. a. 2014; Ross u. a. 1989; Elfstrand u. a. 2007; Alburquerque u. a. 2012b; Koblenz 2014). Abbaupotentiale im Rahmen von Substratverwertungsspektren (CLPP) wurden wenig für Gärreste berichtet. In Gefäßversuchen mit Gärresten fanden García-Sánchez u. a. (2015) gegenüber der ungedüngten Kontrolle für Kohlenhydrate einen signifikant geringeren und für Polymere einen signifikant höheren potentiellen Abbau und Ramezani u. a. (2015) fanden einen geringeren Abbau für verschiedene C-Verbindungen gegenüber der Mineraldüngung.



Analog zu Abschnitt 2.3.3 ist für Gärreste im Vergleich zu unvergorenen Materialien durch die höhere Stabilität der Organik sowie eine generell geringere gedüngte C-Menge bei N-basierter Mengenkalkulation eine Verringerung mikrobieller Aktivitätsparameter zu erwarten. Inkubationsversuche ohne Bewuchs bestätigten dies in der Regel (Ernst u. a. 2008; Abubaker u. a. 2013). Es sind allerdings auch indirekte positive Effekte durch eine Förderung des Pflanzenwachstums möglich (Arthurson 2009). Eine geringere Bodenatmung nach Gärrestdüngung im Vergleich zu Gülle und Gründüngern wurde teilweise im Rahmen von Feldversuchen nachgewiesen (Koblenz 2014; Schauß 2006), ansonsten zeigten sich keine Unterschiede (Bougnom u. a. 2012; Odlare u. a. 2008; Schauß 2006). Hupfauß u. a. (2016) fanden in einem Gefäßversuch mit Sorghum und P-basierter Mengenkalkulation eine signifikant erhöhte Basalatmung für Gärrest im Vergleich zu Rindergülle und brachten dies mit variierender Wurzelexsudation in Verbindung. Untersuchungen von Enzymaktivitäten im Rahmen von Feld-, Gefäß- und Inkubationsversuchen bestätigten in der Regel eine höhere mikrobielle Aktivität nach Düngung mit unvergorenen Materialien (Elfstrand u. a. 2007; Bachmann u. a. 2014; Chen u. a. 2012; Koblenz 2014; Alburquerque u. a. 2012b). Gegenüber stabileren Düngern wie Kompost, und je nach Rottegrad auch Stallmist, ergaben sich nach Gärrestdüngung erhöhte Aktivitätsparameter (Sensel u. a. 2012; Galvez u. a. 2012). Im Review von Möller (2015) wird diskutiert, dass wahrscheinlich vor allem die kurzfristige mikrobielle Aktivität durch die Vergärung von organischen Düngern beeinflusst wird.

### 2.3.5 Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft

Die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft spielt eine wesentliche Rolle für die Pufferfunktion des Bodens und wird häufig über den Begriff Diversität beschrieben (Ottow 2011). Dieser Begriff beschreibt sowohl den Artenreichtum (Richness) als auch die Einheitlichkeit der Verteilung (Evenness), wobei zu beachten ist, dass für Mikroorganismen und insbesondere für Prokaryoten kein eindeutiger Artbegriff existiert (Torsvik u. a. 1996; Ottow 2011). Es wird zwischen funktioneller und genetischer Diversität unterschieden, die sich durch funktionelle Redundanz sowie physiologische Ruhezustände unterscheiden können (Ottow 2011). Funktionelle Untersuchungen der mikrobiellen Gemeinschaft erfolgen meist über CLPP (Biolog-Ecoplates, MicroResp) oder die Messung ökophysiologischer Aktivitäten (bezüglich N-Stoffwechselaktivität siehe Abschnitt 2.1.2.1) (Ottow 2011). Hier werden zusätzlich Ergebnisse des metabolischen Quotienten ( $q\text{CO}_2$ ) und der spezifischen Wachstumsrate bei SIR ( $\mu\text{SIR}$ ) einbezogen, da diese Parameter auch zur Differenzierung von r- und K-Strategen vorgeschlagen wurden (Insam und Haselwandter 1989; Blagodatskaya u. a. 2009). Genetische Diversitätsanalysen erfassen das genetische Potential der gesamten Gemeinschaft und haben den Vorteil, dass der große Anteil an nicht kultivierbaren und inaktiven Mikroorganismen mit analysiert wird (Torsvik u. a. 1996). Dafür werden verschiedene molekularbiologische Fingerprinttechniken auf der Basis von DNA- oder rRNA-Amplifikation sowie PLFA-Profile angewendet (Ottow 2011). Das Pilz: Bakterien-Verhältnis ist ein wichtiges Maß zur Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft, welches auch eng mit der Humusdynamik verknüpft ist, da sich die Mechanismen der C-Mineralisierung und Aggregatstabilisierung zwischen den beiden Gruppen unterscheiden (Strickland und Rousk 2010; Hillel 1998). Für die

Bestimmung existieren eine Vielzahl an Methoden, die in Joergensen und Wichern (2008) und Strickland und Rousk (2010) zusammengestellt und beurteilt werden.

Die mikrobielle Gemeinschaft wird durch physikalische und chemische Bodeneigenschaften, Witterung, Pflanzenwachstum sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst (Abubaker u. a. 2013; Sessitsch u. a. 2001; Hupfau u. a. 2016; Torsvik u. a. 1996). Das Pilz : Bakterien-Verhältnis sinkt in der Regel mit steigendem pH-Wert des Bodens, der N-Zufuhr und Bodenbearbeitung und steigt mit Schwermetallzugabe (Strickland und Rousk 2010; Buscot und Varma 2005; Joergensen und Wichern 2008). Generell kann die Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaft von Biomasse- und Aktivitätsparametern abweichen (Stark u. a. 2007; Högberg u. a. 2003).

### 2.3.5.1 Funktionelle Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft

Nach Ottow (2011) ist eine regelmäßige Zufuhr von organischer Substanz eine wichtige Grundlage für eine hohe Diversität des Edaphons. CLPP-Untersuchungen belegten einen Anstieg von Diversitätsindizes nach organischer Düngung gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen in Feldversuchen (Gomez u. a. 2006; Ros u. a. 2006; Frac u. a. 2012; Islam u. a. 2011; Sradnick u. a. 2013; Raupp u. a. 2004). Für ausschließliche Mineraldüngung fand sich ebenfalls ein Anstieg der Diversität (Ros u. a. 2006). In einem Gefäßversuch konnte eine signifikante Erhöhung von Diversitätsindizes gegenüber der Kontrolle auch für Gärreste nachgewiesen werden (García-Sánchez u. a. 2015).

Die Substratverwertungsspektren zeigten ebenfalls häufig deutliche Unterschiede von organischer Düngung gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen (Gomez u. a. 2006; Frac u. a. 2012; Sradnick u. a. 2013; Hupfau u. a. 2016). Zwischen mineralischer und keiner Düngung ergaben sich nicht immer Unterschiede (Frac u. a. 2012; Ramezani u. a. 2015). García-Sánchez u. a. (2015) wiesen in einem Gefäßversuch deutlich unterschiedliche CLPP-Profile für Gärrest und Kontrolle nach. Ramezani u. a. (2015) fanden in einem zweijährigen Gefäßversuch neben einem deutlichen Einfluss des Bodentyps auch Unterschiede der Gärrestdüngung gegenüber mineralischer und ungedüngter Kontrolle. Ein Inkubationsversuch von Johansen u. a. (2013) ergab für den Gärrest deutlich abweichende CLPP-Profile gegenüber Klee gras und geringere Unterschiede zur Kontrolle und Gülle, allerdings war die zeitliche Variation im Versuch gegenüber den düngespezifischen Unterschieden deutlich größer. Hupfau u. a. (2016) stellten ebenfalls in einem Gefäßversuch deutliche Unterschiede zwischen mineralischer Düngung, Rindergülle und Gärresten fest, wobei sich auch verschiedene Gärreste unterschieden. In einem Feldversuch, in dem das vergorene Material mit den unvergorenen Substraten (Gülle sowie Gründünger) verglichen wurde, fanden sich im Biolog-Profil keine Unterschiede (Schauß 2006).

Untersuchungen von  $q\text{CO}_2$  und  $\mu\text{SIR}$  im Rahmen von Feld- und Inkubationsversuchen mit verschiedenen organischen Düngern ergaben häufig Unterschiede zu mineralischen und ungedüngten Kontrollen, jedoch fanden sich sowohl erhöhende als auch verringern-de Effekte für beide Parameter (Odlare u. a. 2011; Ros u. a. 2006; Eekeren u. a. 2009; Plaza u. a. 2004; Ernst u. a. 2008; Fauci und Dick 1994; Böhme u. a. 2005; Heinze u. a. 2010). Für Gärreste ergaben sich bezüglich  $\mu\text{SIR}$  ebenfalls uneindeutige Ergebnisse

und bezüglich  $q\text{CO}_2$  liegen nur wenige Ergebnisse vor (Odlare u. a. 2008; Abubaker u. a. 2013; Chen u. a. 2012; Odlare u. a. 2011). Im Vergleich zu unvergorenen Substraten fanden Chen u. a. (2012) und Abubaker u. a. (2013) in Inkubationsversuchen eine geringere  $\mu\text{SIR}$ , was auf eine Verschiebung der Gemeinschaft zu langsamer wachsenden Organismen hindeutet (Möller 2015), allerdings wurde für einen Gärrest ein gegenteiliger Effekt gemessen. Der  $q\text{CO}_2$  stieg nach Gärrestdüngung im Vergleich zu Gülle häufig an (Hupfau u. a. 2016; Ernst u. a. 2008; Wentzel u. a. 2015). Dies wird mit einer schlechteren Verfügbarkeit der OBS für die Mikroorganismen in Verbindung gebracht (Wentzel u. a. 2015). Abubaker u. a. (2013) fanden jedoch keine eindeutigen Unterschiede.

### 2.3.5.2 Genetische Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft

In Inkubations- und Gefäßversuchen konnte mit den Methoden PLFA, T-RFLP, Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) oder Sequenzierung eine Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaft durch organische Dünger, darunter auch Gärreste, gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen nachgewiesen werden (Johansen u. a. 2013; García-Sánchez u. a. 2015; Gómez-Brandón u. a. 2016; Abubaker u. a. 2013; Baudoin u. a. 2003; Stark u. a. 2007; Ramezani u. a. 2015; Sapp u. a. 2015). Die Unterschiede zwischen mineralischen und organischen Düngern wurden mit PLFA auch in Langzeitversuchen belegt (Böhme u. a. 2005; Marschner u. a. 2003). Böhme u. a. (2005) konnten zusätzlich einen Unterschied zwischen Mineraldüngung und der Kontrolle nachweisen. Im Feldversuch aus Marschner u. a. (2003) ergab Klärschlamm, der ebenfalls ein Vergärungsprodukt ist, eine größere Veränderung gegenüber Mineraldünger als Mist und Stroh. Für Gärreste deuteten die Inkubationsversuche von Johansen u. a. (2013) und Abubaker u. a. (2013) an, dass die Veränderung der mikrobiellen Struktur durch Gärreste weniger stark ist als durch Gülle oder Gründünger. Im Vergleich mit anderen organischen Düngern, ergab der Gefäßversuch aus Hupfau u. a. (2016) die stärkste Abweichung für den separierten festen Gärrest gegenüber der separierten Flüssigfraktion, unsepariertem Gärrest und Gülle. In einem Feldversuch zeigten sich Unterschiede im PLFA-Profil zwischen direkter Einarbeitung von Gründünger und der Vergärung oder Kompostierung (Elfstrand u. a. 2007). Die Struktur von  $\text{NH}_4^+$ -oxidierenden Bakterien unterschied sich nach Gärrestdüngung in einem Inkubationsversuch außerdem von der Düngung mit Komposten (Gómez-Brandón u. a. 2016). Die genetische Struktur von Eukaryoten nach differenzierter Düngung wurde bisher wenig untersucht und es deuteten sich nur marginale Unterschiede zwischen den Düngevarianten an (Marschner u. a. 2003; Javoreková u. a. 2015). Für Gärreste ergab diese Literaturrecherche keine Berichte über Einflüsse auf die Struktur der Gemeinschaft von Eukaryoten oder Pilzen. Bei den molekularbiologischen Untersuchungen ist generell anzumerken, dass häufig keine oder nur geringe Unterschiede zwischen den Düngevarianten gefunden wurden und häufig andere Faktoren wie Boden, Zeit, Dünge menge, Pflanzenart oder -wachstum dominanter waren (Ros u. a. 2006; Odlare u. a. 2011; Nyberg u. a. 2006; Marschner u. a. 2003; Sapp u. a. 2015; Hupfau u. a. 2016; Abubaker u. a. 2013; Ramezani u. a. 2015; Sessitsch u. a. 2001; Smit u. a. 2001; Girvan u. a. 2004; Johansen u. a. 2013; Buyer und Drinkwater 1997; Stark u. a. 2007).

Diversitätsindizes wurden im Rahmen von genetischen Fingerprints selten berichtet. Girvan u. a. (2004) fanden eine deutliche Abnahme der bakteriellen Diversität durch Erhöhung der mineralischen Düngermenge im Rahmen eines Feldversuchs trotz erhöhter mikrobieller Biomasse. Für Gärreste ergab sich in einem Gefäßversuch eine signifikant höhere bakterielle Diversität gegenüber Gülle (Hupfauß u. a. 2016).

Das Pilz : Bakterien-Verhältnis sinkt meist durch Zufuhr von N und steigt mit dem C : N-Verhältnis der zugeführten Substrate (Strickland und Rousk 2010; Buscot und Varma 2005; Joergensen und Wichern 2008; Liu und Greaver 2010; Bossuyt u. a. 2001; Wentzel und Joergensen 2016). Da Pilze mit Bakterien in einem engen Konkurrenzverhältnis stehen, zeigt sich ein erhöhtes Pilzwachstum insbesondere bei für Bakterien nachteiligen Umweltbedingungen (Rousk und Bååth 2011). Organische Dünger bewirken häufig einen Anstieg der Pilzbiomasse, während das Pilz : Bakterien-Verhältnis unverändert, erhöht oder verringert werden kann (Marstorp u. a. 2000; Annabi u. a. 2007; Cosentino u. a. 2006; Walsh u. a. 2012b; Abiven u. a. 2007; Javoreková u. a. 2015; Wentzel und Joergensen 2016; Böhme u. a. 2005; Bittman u. a. 2005). Bei Mineraldüngung spielt neben der N-Zufuhr auch die Entwicklung des pH-Werts eine Rolle, wodurch ebenfalls sowohl erhöhende als auch verringende Effekte möglich sind (Böhme u. a. 2005; Walsh u. a. 2012b; Chen u. a. 2012).

Für Gärreste werden verschiedene Mechanismen diskutiert, die das Pilzwachstum beeinflussen könnten: Die hohe Abbaustabilität der Organik sowie eine mögliche Versauerung (Abschnitt 2.1.4) könnten das Pilzwachstum verstärken, während die hohe Verfügbarkeit des N eher das Bakterienwachstum anregen könnte (Chen u. a. 2012; Walsh u. a. 2012b; Högberg u. a. 2003). In Feld- und Gefäßversuchen ergaben sich häufig tendenziell oder signifikant höhere Pilzbiomassen gegenüber ungedüngten Kontrollen (García-Sánchez u. a. 2015; Larsen u. a. 2007; Walsh u. a. 2012b; Elfstrand u. a. 2007). Wentzel und Joergensen (2016) wiesen allerdings in einem Gefäßversuch negative Effekte auf die Biomasse saprotropher Pilze nach. Das Pilz : Bakterien-Verhältnis zeigte analog zu anderen organischen Düngern keinen klaren Trend (Walsh u. a. 2012b; García-Sánchez u. a. 2015). Vergleiche zu Mineraldüngern wurden wenig durchgeführt und ergaben gleichbleibende oder erhöhte Werte nach Gärrestdüngung (Elfstrand u. a. 2007; Walsh u. a. 2012b). Gegenüber unvergorenen Substraten wiesen verschiedene Versuche auf eine Verringerung des Pilzwachstums bzw. des Pilz : Bakterien-Verhältnisses durch Gärreste hin (Wentzel und Joergensen 2016; Johansen u. a. 2013; Wentzel u. a. 2015; Elfstrand u. a. 2007; Walsh u. a. 2012b). Im Vergleich zu Kompost deutete sich für Gärreste eine ähnliche Wirkung auf das Pilzwachstum an (Larsen u. a. 2007).

Der Literaturüberblick zeigt insgesamt, dass mikrobiologische Parameter sensitive Indikatoren zur Untersuchung von Düngeeffekten darstellen. Bei Parametern, die Biomasse und Aktivität beschreiben, sind die Methoden relativ gut standardisiert, was eine Einordnung von Ergebnissen in die Literatur vereinfacht. Ein enger Zusammenhang zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens erschwert teilweise die Interpretation der Ergebnisse. Insbesondere bezüglich der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Durch eine Vielzahl an Methoden, die jeweils einen anderen Aspekt der mikrobiellen Gemeinschaft charakterisieren und kaum standardisiert sind, sind Vergleiche zwischen verschiedenen Studien oft nicht möglich. Auch werden die meisten mikrobiologischen Untersuchungen in Labor- oder Gefäßversuchen durchgeführt. Der

Wissensstand zu Effekten einer langjährigen Gärrestdüngung ist in diesem Bereich daher insgesamt noch relativ gering.

## 2.4 Düngewirkung von Gärresten

Im Folgenden wird zunächst die N- und P-Düngewirkung von Gärresten thematisiert. Die K-Düngewirkung wird nicht vertieft, da von einer vollständigen Verfügbarkeit ausgegangen wird (Luyten-Naujoks 2012; Kirsch 2009; Sensel u. a. 2012; Adam u. a. 2012). Anschließend werden bekannte allgemeine Wirkungen auf die Pflanze zusammengefasst.

### 2.4.1 N-Düngewirkung

#### 2.4.1.1 N-Düngewirkung herkömmlicher Dünger

N wird von den Pflanzen hauptsächlich als  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  aufgenommen (Blume u. a. 2010). Im Review von Mulvaney u. a. (2009) wird auf die wichtige Rolle des langfristig angereicherten  $\text{N}_{\text{org}}$ -Pools hingewiesen, der mit  $\text{N}_{\text{min}}$  im Gleichgewicht steht. Bei hoher C-Zufuhr im Verhältnis zur N-Zufuhr kann eine  $\text{N}_{\text{min}}$ -Immobilisierung auftreten, während eine hohe  $\text{N}_{\text{min}}$ -Zufuhr eine verstärkte Mineralisierung bedingen kann. Die Dynamik von N nach organischer oder mineralischer Düngung (Mineralisation, Immobilisierung, Nitrifikation, Verluste) wurde bereits in Abschnitt 2.1.2.1 thematisiert.

Gutser u. a. (2005) beschreiben ausführlich die Unterschiede in der N-Aufnahme zwischen mineralischen und organischen Düngern. Bei Mineraldüngern werden etwa 50–80 % des N im Anwendungsjahr von den Pflanzen aufgenommen und Veränderungen im  $\text{N}_{\text{org}}$ -Pool sind gering, sodass die Düngemenge nach Abschätzung der Verluste anhand des N-Entzuges berechnet werden kann. Für organische Dünger ist die N-Düngewirkung im Anwendungsjahr vergleichsweise gering und die N-Verfügbarkeit ergibt sich zu einem bestimmten Teil auch aus der Mineralisation des  $\text{N}_{\text{org}}$ -Pools, der sich insbesondere bei langjähriger organischer Düngung erhöht. Dieser Wirkmechanismus kann zu einer verbesserten Ertragsstabilität beitragen, geht aber auch mit erhöhten N-Emissionen einher. Durch die verzögerte N-Wirkung kann der Ausbringzeitpunkt organischer Dünger weniger direkt an den Nährstoffbedarf der Pflanze angepasst werden (Blume u. a. 2010; Diacono und Montemurro 2010; Gutser u. a. 2005). Es gibt keine eindeutigen Ergebnisse darüber, ob langfristig organische Düngung das Düngenniveau von Mineral-N-Düngern erreichen kann (Oberholzer u. a. 2014; Edmeades 2003; Gutser u. a. 2005).

Die N-Verfügbarkeit organischer Dünger wird durch die Faktoren, die N-Verluste und -Mineralisation bestimmen (Ausbringtechnik, Witterung, biologische Aktivität, Boden- und Düngereigenschaften) sowie den N-Bedarf der Pflanze beeinflusst (Albert und Schliephake 2015). Die N-Nachlieferung aus dem  $\text{N}_{\text{org}}$ -Pool wird durch geringe Temperaturen und Trockenheit beschränkt und erfolgt vorwiegend im Zeitraum Mai–August (Albert und Schliephake 2015; Blume u. a. 2010). Der N-Bedarf der Pflanze variiert je nach Pflanzenart, Entwicklungsstadium und anderen wachstumsbegrenzenden Faktoren (Raks-

hit u. a. 2015; Haynes 1986). Im Frühjahr ergibt sich daher durch den höheren N-Bedarf eine erhöhte N-Verfügbarkeit organischer Dünger im Vergleich zum Herbst (Smith und Chambers 1993). Die N-Verfügbarkeit kann zwischen verschiedenen organischen Düngern stark variieren und liegt im Bereich von 25–100 % (Bary u. a. 2004; Gutser u. a. 2005; Marchaim 1992). Gutser u. a. (2005) unterscheiden schnell und langsam wirkende organische Dünger, wobei erstere eine vergleichsweise hohe N-Verfügbarkeit im Anwendungsjahr haben und letztere eher durch den langjährigen Aufbau des  $N_{\text{org}}$ -Pools wirken. Dabei können langsam wirkende Dünger auch nach langjährigem Einsatz die Düngewirkung von schnell wirkenden Düngern nicht erreichen, da Verluste zunehmen. Schröder u. a. (2007) warnen davor, dass die langen Zeiträume bis zur Erreichung eines Gleichgewichts bei der Anwendung langsam wirkender Dünger zu einer Unterschätzung der Düngewirkung führen könnten. Die kurzfristige Düngewirkung steigt in der Regel mit höherem  $N_{\text{min}}$ -Gehalt des Düngers und sinkendem C:N-Verhältnis bzw. Abbaustabilität der organischen Substanz (Gutser u. a. 2005; Diacono und Montemurro 2010).

Die N-Düngewirkung von organischen Düngern wird in der Literatur durch verschiedene Parameter beschrieben. Parameter der N-Effizienz (engl. apparent N use efficiency oder apparent N recovery) beschreiben den N-Entzug nach organischer Düngung (meist korrigiert um die ungedüngte Kontrolle) im Verhältnis zum eingesetzten gedüngten N (Gunnarsson u. a. 2010; Andruschkewitsch u. a. 2013; Sieling u. a. 2013). Lin u. a. (2016) berücksichtigen zusätzlich auch Veränderungen im  $N_{\text{org}}$ -Pool. Der Parameter Mineraldüngeräquivalent (MDÄ, engl. auch N fertilizer replacement value oder relative N fertilizer value) setzt die N-Effizienz organischer Dünger mit der von Mineraldüngern ins Verhältnis (Sieling u. a. 2013; Baral u. a. 2017; Cavalli u. a. 2016). Die Berechnung von N-Effizienz und MDÄ kann auch nur bezüglich des eingesetzten  $N_{\text{min}}$ -Anteils des organischen Düngers erfolgen (Gunnarsson u. a. 2010; Cavalli u. a. 2016). Außerdem ist eine Berechnung auf kurz- oder langfristiger Basis möglich (Gutser u. a. 2005; Schröder u. a. 2007). Insgesamt ergibt sich dadurch eine uneinheitliche Verwendung der Begriffe.

In der Reihenfolge Schweinegülle, Rindergülle, Mist und Kompost sinkt die kurzfristige N-Düngewirkung und steigt die Bedeutung der N-Nachlieferung (Gutser u. a. 2005; Smith und Chambers 1993). Für Rindergülle wird im Anwendungsjahr von einer N-Verfügbarkeit von 30–50 % ausgegangen, was hauptsächlich dem  $\text{NH}_4^+$ -N-Anteil und etwa 10–20 % des  $N_{\text{org}}$  entspricht (Albert und Schliephake 2015; Marchaim 1992). Bei langjährigem Einsatz kann durch die Nachlieferung allerdings >80 % des gedüngten N nutzbar gemacht werden (Albert und Schliephake 2015). Für Stallmist wird im Anwendungsjahr eine N-Düngewirkung von 20–40 % angegeben (Albert und Schliephake 2015; Blume u. a. 2010). In der Düngeverordnung (Anlage 3) finden sich ebenfalls Angaben zur N-Wirksamkeit von verschiedenen organischen Düngern im Anwendungsjahr, die bei der N-Bedarfsermittlung zu berücksichtigen sind (DüV 2017). Darin sind beispielsweise für Rindergülle 50 % und Rindermist 25 % angegeben. Das MDÄ von Rindergülle liegt kurzfristig im Bereich von 35–57 % und langfristig bei etwa 70 % (Gutser u. a. 2005; Reinhold und Zorn 2015a; Schröder u. a. 2007). Für Stallmist werden kurzfristig Werte von 10–20 % und langfristig 50–70 % angegeben (Gutser u. a. 2005; Schröder u. a. 2007).

### 2.4.1.2 N-Düngewirkung von Gärresten

Durch den hohen  $N_{\min}$ -Gehalt und das enge C:N-Verhältnis ist für Gärreste von einer vergleichsweise hohen kurzfristigen N-Düngewirkung auszugehen (Gutser u. a. 2005; Schröder u. a. 2007). Wenn auf eine verlustarme Ausbringung geachtet wird, ergibt sich eine kurzfristige N-Düngewirkung, die im Wesentlichen dem  $NH_4^+$ -N-Anteil der Gärreste entspricht (Möller und Müller 2012; Wendland und Lichti 2012; Amon u. a. 2016; Cavalli u. a. 2016). Die N-Nachlieferung aus dem  $N_{org}$  wird im Gegensatz dazu durch die hohe Abbaustabilität als relativ gering eingeschätzt (Schröder u. a. 2007; Amon u. a. 2016). Im ersten Jahr wird von einer  $N_{org}$ -Verfügbarkeit von 5–20 % ausgegangen und in den Folgejahren von etwa 2–3 %  $a^{-1}$  (Möller und Müller 2012; BGK 2013; Amon u. a. 2016; Gunnarsson u. a. 2010).

Analog zu anderen organischen Düngern ist die N-Düngewirkung der Gärreste abhängig von Witterung bzw. Jahreszeit, Standorteigenschaften sowie Pflanzenart (Matsunaka u. a. 2006; Matuschek u. a. 2017; Loria u. a. 2007; Möller und Müller 2012; Alburquerque u. a. 2012b; Luyten-Naujoks 2012; Andruschkewitsch u. a. 2013; Sieling u. a. 2013; Wendland und Lichti 2012; Lichti u. a. 2012). Vor allem Kulturen mit einer langen Vegetationszeit wie Mais und Rüben können den N aus Gärresten gut ausnutzen (Möller 2014; Matuschek u. a. 2017; Bermejo Domínguez 2012; Wendland und Lichti 2012; Möller u. a. 2009). Bei einer Frühjahrsdüngung ergaben besonders Kulturen mit einer kurzen und intensiven N-Aufnahme eine gute N-Effizienz (Svensson u. a. 2004). Eine Herbstdüngung wird nur für Raps, Gerste oder Grünland empfohlen, da für andere Kulturen die N-Ausnutzung dann sehr gering ist (Möller u. a. 2009; Matuschek u. a. 2017). Eine verlustarme Ausbringtechnik und geringere Düngemengen können die N-Effizienz erhöhen (O'Reilly 2014; Rubæk u. a. 1996; Gruber u. a. 2015; Andruschkewitsch u. a. 2013). Die wichtigste Gärresteigenschaft, welche die N-Düngewirkung beeinflusst, ist kurzfristig der  $NH_4^+$ -N-Gehalt (Möller und Müller 2012; Amon u. a. 2016; Reinhold und Zorn 2015a; Lehmann und Amels 2012; Fouda u. a. 2013). Bei sehr hohen  $NH_4^+$ -N-Gehalten ist allerdings ein Absinken der N-Düngewirkung zu beobachten (Lehmann und Amels 2012; Möller 2014). Zur längerfristigen Abschätzung der N-Freisetzung aus Gärresten schlagen Alburquerque u. a. (2012a) die Parameter gelöstes C, biologischer Sauerstoffbedarf und kurzfristig mineralisierbarer C jeweils im Verhältnis zum Gesamt-N als wesentliche Einflussfaktoren vor.

Durch die verschiedenen Einflussfaktoren ist die N-Effizienz bei Gärrestdüngung insgesamt sehr variabel und liegt kurzfristig etwa im Bereich von 34–69 % (Sieling u. a. 2013; Schröder u. a. 2007; O'Reilly 2014; Cavalli u. a. 2016; Baral u. a. 2017; De Boer 2008; Gunnarsson u. a. 2010; Andruschkewitsch u. a. 2013; Gruber u. a. 2015). Für Herbstdüngung zu Getreide oder vor Mais ohne Zwischenfruchtanbau finden sich teilweise noch geringere N-Ausnutzungswerte von 10–30 % (Möller 2014). Wiederholte Gärrestdüngung erhöht die N-Effizienz (Fouda u. a. 2013; Schröder u. a. 2007). Durch Separation wird die kurzfristige N-Effizienz der flüssigen Fraktion weiter erhöht, während sie bei der festen absinkt (Grigatti u. a. 2011; Wendland und Lichti 2012; Lichti u. a. 2012). Für cofermentierte Gärreste zeigen sich in der Regel höhere N-Effizienzen gegenüber Gärresten aus der Monofermentation von NawaRo (Gutser u. a. 2005; Fouda u. a. 2013). Nach der Düngeverordnung sind für flüssige Gärreste (TS < 15 %) mindestens 50 % und für feste 30 % N-Ausnutzung anzusetzen (DüV 2017).

Im Vergleich zur Mineral-N-Düngung auf gleicher N-Düngebasis fanden sich häufig in Feld- oder Gefäßversuchen geringere N-Effizienzen oder -Entzüge für Gärreste (Sieling u. a. 2013; Chantigny u. a. 2007; Jäkel und Mau 1999; Bachmann u. a. 2011). Für Mais wiesen einige Studien auf gleicher N-Düngebasis allerdings auch auf eine ähnliche N-Düngewirkung hin (Chantigny u. a. 2008; Sieling u. a. 2013; Morris und Lathwell 2004). Teilweise wurden mit Gefäßversuchen Gärreste und Mineraldünger auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N- oder  $\text{N}_{\text{min}}$ -Basis verglichen und ähnliche N-Effizienzen oder -Entzüge gefunden (Gunnarsson u. a. 2010; Messner und Amberger 1987; Haraldsen u. a. 2011). Ein Feldversuch mit Sommergerste auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Basis ergab allerdings gegenüber ausschließlich mineralischer Düngung eine signifikant geringere N-Effizienz (Baral u. a. 2017). In verschiedenen Feldversuchen fand sich ein MDÄ bezüglich Gesamt-N im Bereich von 30–95 %, wobei sich häufig für Mais Werte von 60–80 % und für Getreide von 60–70 % ergaben (Kirsch 2009; Amon u. a. 2016; Reinhold und Zorn 2015a; Ebertseder 2008; Adam u. a. 2012; Gutser u. a. 2005; Aurbacher u. a. 2015; Wendland und Lichti 2012; Sensel u. a. 2009; Formowitz und Fritz 2010; Lehmann und Amels 2012; Möller 2014; Luyten-Naujoks 2012; Lichti u. a. 2012; Schröder u. a. 2007). Amon u. a. (2016) gehen von einer Erhöhung des MDÄ um 10–20 % nach 10–15 Jahren regelmäßiger Düngung mit Gärresten aus.

Im Vergleich zu unvergorenen Substraten ist durch den höheren  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt eine verbesserte kurzfristige N-Düngewirkung zu erwarten (Möller und Müller 2012). Höhere N-Entzüge oder N-Effizienzen gegenüber Gülle konnten häufig in Gefäßversuchen mit gleicher N-Düngebasis für verschiedene Kulturen nachgewiesen werden (Jäkel und Mau 1999; Wentzel und Joergensen 2016; Bachmann u. a. 2011; Asmus u. a. 1988). Nur selten fanden sich keine Effekte (Morris und Lathwell 2004). Auch in Feldversuchen ergab sich bei gleicher N-Düngebasis teilweise eine erhöhte N-Effizienz gegenüber Gülle (Sieling u. a. 2013; Chantigny u. a. 2007; Schröder u. a. 2007; Reinhold und Zorn 2015a; Möller 2008), sonst fand sich eine ähnliche oder geringere N-Düngewirkung (Chantigny u. a. 2008; Sieling u. a. 2013; O'Reilly 2014; Möller 2014). Dass eine verbesserte N-Verfügbarkeit sich weniger deutlich unter Feldbedingungen zeigt, ist nach Möller und Müller (2012) auf ein bei Gefäßversuchen verringertes Risiko gasförmiger Verluste und eine erhöhte Relevanz der kurzfristigen N-Wirkung durch die kürzere Vegetationszeit zurückzuführen. Dass auch ein Feldversuch mit verlustarmer Ausbringetechnik keine Unterschiede gegenüber Gülle ergab (Chantigny u. a. 2008), weist darauf hin, dass unter Praxisbedingungen neben dem  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt noch weitere Faktoren relevant sind. In Brenner (2008) wird angemerkt, dass auch andere N-Verbindungen aus den organischen Düngern mitunter schnell pflanzenverfügbar sind. Insgesamt kann also abgeleitet werden, dass der höhere  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt der Gärreste gegenüber unvergorenen Düngern keine bessere N-Verfügbarkeit garantiert (Möller und Müller 2012; Lichti u. a. 2012; Möller und Stinner 2009). Einige Gefäß- oder Feldversuche mit gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Basis ergaben teilweise erhöhte kurzfristige  $\text{NH}_4^+$ -N-Düngewirkungen für Gärreste im Vergleich zu Gülle, was möglicherweise mit einer reduzierten Denitrifikation oder N-Immobilisierung durch die verringerte  $\text{C}_{\text{org}}$ -Zufuhr zusammenhängt (Haraldsen u. a. 2011; Brenner 2008; Cavalli u. a. 2016). Gegenüber Stallmist weisen Möller und Stinner (2009) darauf hin, dass Gärreste und Gülle eine bessere Anpassung der N-Düngung an den Pflanzenbedarf ermöglichen. Kirchmann und Bernal (1997) empfehlen, die



Vergärung der Kompostierung aufgrund der besseren N-Konservierung vorzuziehen. Die N-Düngewirkung von Komposten wird in der Regel geringer eingeschätzt als die von Gärresten (Arthurson 2009; Debosz u. a. 2002; Gutser u. a. 2005). Auch für vergorene Gründünger deutet sich gegenüber der direkten Einarbeitung eine verbesserte N-Effizienz an (Frøseth u. a. 2014; Stinner u. a. 2008; Möller und Müller 2012; Gutser u. a. 2005).

Insgesamt haben Gärreste durch den hohen  $N_{\min}$ -Anteil eine große potentielle N-Düngewirkung, die allerdings nur durch eine verlustarme Anwendung und eine gute Abstimmung auf den N-Bedarf der Pflanze ausgeschöpft werden kann. Neben der kurzfristigen N-Verfügbarkeit haben Gärreste bei langjährigem Einsatz auch das Potential, durch die Erhöhung des  $N_{\text{org}}$ -Pools N nachzuliefern (Schröder u. a. 2007). Da Langzeiteffekte von Gärresten auf die organische Substanz noch nicht ausreichend untersucht sind, ergibt sich auch im Bereich der N-Nachlieferung noch Forschungsbedarf (Nkoa 2014).

### 2.4.2 P-Düngewirkung

P wird von Pflanzen in Form von  $H_2PO_4^-$  und  $HPO_4^{2-}$  aufgenommen (Blume u. a. 2010). Für die P-Versorgung spielt neben dem direkt verfügbaren P die Nachlieferung aus dem Bodenvorrat eine wichtige Rolle, da Adsorption, Fällung oder organische Bindung sowie die P-Diffusionsrate die Pflanzenverfügbarkeit des gedüngten P begrenzen (Schachtman u. a. 1998; Blume u. a. 2010). Die P-Verfügbarkeit ist pH-abhängig, wobei sich ein Optimum im Bereich von 6,0–6,5 ergibt (Blume u. a. 2010; Hinsinger 2001). Pflanzenarten variieren in ihrem P-Bedarf und ihrer Fähigkeit, P verfügbar zu machen (Hinsinger 2001; Schachtman u. a. 1998). Die Pflanze kann über die Wurzelmorphologie, Mykorrhiza, Abgabe organischer Säuren oder indirekt durch Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität über Wurzelexsudation die P-Verfügbarkeit erhöhen (Schachtman u. a. 1998; Helal und Dressler 1989; Carvalhais u. a. 2011). Mikroorganismen tragen über verschiedene Mechanismen zur langfristigen P-Nachlieferung bei und stellen selbst einen wertvollen P-Speicher dar, können aber durch Nährstoffkonkurrenz auch eine kurzfristige P-Immobilisierung bedingen (Richardson und Simpson 2011; Brookes 2001).

Organische Dünger erhöhen die P-Verfügbarkeit im Boden direkt durch die Zufuhr von leicht löslichem P und indirekt durch Förderung der mikrobiellen Aktivität und Beeinflussung des pH-Wertes (Diacono und Montemurro 2010; Debosz u. a. 2002; Galvez u. a. 2012; Plaza u. a. 2004). Durch den  $P_{\text{org}}$ -Anteil organischer Dünger kann sich die P-Verfügbarkeit im Vergleich zu mineralischen P-Düngern reduzieren bzw. zeitlich verzögern (Loria und Sawyer 2005; Beer und Suntheim 2003; Hanč u. a. 2008). Eine verzögerte Wirkung kann allerdings im Sinne einer kontinuierlicheren P-Nachlieferung auch positiv bewertet werden (Loria und Sawyer 2005). Bachmann u. a. (2011) diskutieren, dass eine gemessene geringere P-Verfügbarkeit nach organischer Düngung möglicherweise durch einen Anstieg des mikrobiell gebundenen P erklärbar ist, welcher nicht mit erfasst wird, jedoch ebenfalls gut verfügbar ist (Brookes 2001). Des Weiteren wird durch die Förderung der mikrobiellen Biomasse im Vergleich zur Mineraldüngung eine Reduktion der P-Fixierung diskutiert (Zhang und MacKenzie 1997; Brookes 2001). Bei einem mehrjährigen Einsatz kann von einer ähnlichen P-Düngewirkung durch orga-

nische und mineralische Dünger ausgegangen werden (Bachmann u. a. 2011; Beer und Suntheim 2003; Chantigny u. a. 2008; Eichler-Löbermann u. a. 2007).

Nach Gärrestdüngung fand sich analog zu anderen organischen Düngern in Feld- und Gefäßversuchen eine verbesserte P-Verfügbarkeit im Boden im Vergleich zu Kontrollen, die keine P-Düngung erhielten (Alburquerque u. a. 2012b; Bachmann u. a. 2011; Hupfau u. a. 2016; Bachmann u. a. 2014; Bachmann u. a. 2016). Bei mehrjähriger Anwendung wird häufig eine P-Verfügbarkeit von 100 % vorgeschlagen (Kirsch 2009; Adam u. a. 2012; Luyten-Naujoks 2012). Einige Studien untersuchten die P-Düngewirkung von Gärresten in Gefäßversuchen mit Amaranth, welcher einen hohen P-Bedarf aufweist, und berichteten überwiegend von einer hohen P-Düngewirkung (Hupfau u. a. 2016; Bachmann u. a. 2016; Bachmann u. a. 2011; Bachmann u. a. 2016). Im Vergleich zu mineralischen P-Düngern fand sich in Feld- und Gefäßversuchen für viele Kulturen häufig eine vergleichbare P-Wirkung (Bachmann u. a. 2011; Hupfau u. a. 2016; Chantigny u. a. 2008; Bachmann u. a. 2016).

Im Vergleich zu unvergorenen organischen Düngern werden verschiedene Mechanismen diskutiert. Durch die Vergärung wird einerseits aufgrund der Mineralisation des  $P_{org}$  von einer Erhöhung des verfügbaren P-Anteils ausgegangen, da teilweise erhöhte verfügbare P-Gehalte oder -Düngewirkungen gegenüber unvergorenen organischen Düngern nachgewiesen wurden (Messner und Amberger 1987; Alburquerque u. a. 2012b; Beer und Suntheim 2003; Bachmann u. a. 2011; Möller und Müller 2012). Andererseits wird auch eine Verringerung der P-Düngewirkung durch die Abnahme der P-Wasserlöslichkeit durch die Bildung von Phosphormineralen diskutiert (Möller und Müller 2012; Field u. a. 1984; Bachmann u. a. 2011; Insam u. a. 2015). Es gibt allerdings keine Hinweise auf eine reduzierte P-Verfügbarkeit für Pflanzen durch diesen Prozess. Die in der BGA durch alkalische Bedingungen ausgefallenen Phosphate können wahrscheinlich durch die deutlich geringeren pH-Werte im Boden wieder mobilisiert werden. Für Struvit wurde in einem Keimpflanzenversuch trotz geringer Wasserlöslichkeit eine gute Pflanzenverfügbarkeit des P nachgewiesen (Römer 2006). Weiterhin könnte eine verringerte mikrobielle Aktivität eine reduzierte  $P_{org}$ -Mineralisation bedingen (Hupfau u. a. 2016; Bachmann u. a. 2016). In verschiedenen Feld- und Gefäßversuchen zeigten sich verringerte Phosphatase-Aktivitäten gegenüber den Substraten der Vergärung bzw. unvergorenen organischen Düngern (Elfstrand u. a. 2007; Bachmann u. a. 2014; Alburquerque u. a. 2012b; Bachmann u. a. 2016). Bezüglich der P-Düngewirkung ergaben Feld- und Gefäßversuche in der Regel keine Unterschiede zu unvergorenen organischen Düngern (Loria und Sawyer 2005; Möller und Stinner 2010; Bachmann u. a. 2011; Beer und Suntheim 2003; Hupfau u. a. 2016; Bachmann u. a. 2014; Chantigny u. a. 2008; Bachmann u. a. 2016).

Bei allen Versuchen ist anzumerken, dass Effekte der P-Düngewirkung durch variierende N-Düngewirkungen überdeckt werden können. Trotzdem deutet sich insgesamt für Gärreste eine überwiegend positive Wirkung auf die P-Verfügbarkeit an. Es könnten allerdings Effekte auf die Bodenreaktion bei langjähriger Anwendung von Gärresten relevanter sein als die vorgestellten Mechanismen. Neben der direkten P-Verfügbarkeit ist auch die P-Düngemenge zu beachten, die sich in der Regel durch eine N-basierte Kalkulation ergibt. Svensson u. a. (2004) berichteten von einer zu geringen P-Düngemenge durch die Düngung mit vergorenen Haushaltsabfällen. Da allerdings N und P im Biogasprozess geringen Verlusten unterworfen sind und der langjährige Einsatz herkömmlicher

organischer Dünger wie Gülle häufig zu P-Akkumulationen im Boden führt, ist eine zusätzliche P-Düngung wahrscheinlich in der Regel nicht notwendig (Möller und Müller 2012; Diacono und Montemurro 2010; Edmeades 2003; Möller u. a. 2009). Durch Separation der Gärreste oder die gezielte Ausfällung von P kann zusätzlich Einfluss auf die P-Düngewirkung der Gärreste genommen werden (Insam u. a. 2015; Bachmann u. a. 2016; Hjorth u. a. 2010; Moody u. a. 2009; Liedl u. a. 2006). Möller und Müller (2012) weisen darauf hin, dass bezüglich P-Verlusten nach Gärrestdüngung durch Auswaschung und Oberflächenabfluss noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Für die Untersuchung dieser Fragestellungen sind erneut Langzeiteffekte der Gärrestdüngung auf Nährstoff- und Humusgehalte, Bodenstruktur und Mikrobiologie relevant, die nur im Rahmen von Langzeitversuchen untersucht werden können.

### 2.4.3 Wirkung auf Pflanzen

Neben allgemeinen Effekten der Düngung mit Gärresten auf die Ertragsbildung werden in diesem Abschnitt auch phytotoxische und -hygienische Effekte sowie Wirkungen auf die Ertragsqualität thematisiert. Einflüsse auf die Pflanzenentwicklung werden selten berichtet und sind daher nicht direkt Teil dieser Literaturübersicht.

#### 2.4.3.1 Ertragsbildung

Im Review von Edmeades (2003) wird auf der Basis von 14 Dauerversuchen die Ertragserhöhung durch den langjährigen Einsatz organischer und mineralischer Dünger auf etwa 150–1000 % quantifiziert und die große Bedeutung der kontinuierlichen Nährstoffzufuhr für die langfristige Ertragsfähigkeit herausgestellt. Zwischen langjähriger mineralischer und organischer Düngung konnten bei gleicher Nährstoffzufuhr in dieser Studie keine signifikanten Unterschiede auf die Ertragsfähigkeit nachgewiesen werden, obwohl sich Humusgehalte sowie physikalische und biologische Bodeneigenschaften deutlich unterschieden. Eine Ausnahme bildete ein Versuch in Rothamsted, bei dem die Anwendung großer Mengen organischer Dünger Ertragsvorteile bewirkte, die über die Nährstoffzufuhr hinausgingen. Bei einer kurzfristigeren Betrachtung zeigten sich bei gleicher N-Düngemenge häufig geringere Erträge nach organischer gegenüber mineralischer Düngung (Alburquerque u. a. 2012b; Asmus u. a. 1988; Bermejo Domínguez 2012; Odlare u. a. 2011; Sieling u. a. 2013). Da in landwirtschaftlichen Systemen bei ausreichender Wasserversorgung häufig die N-Versorgung wachstumsbegrenzend ist, stehen Ertragseffekte in der Regel mit dem mineralischen N-Anteil des Düngers im Zusammenhang (Haynes 1986; Svensson u. a. 2004). Bei langjähriger organischer Düngung spielt zusätzlich die Nachlieferung aus dem  $N_{org}$ -Pool eine zunehmende Rolle (Gutser u. a. 2005). Die N-Düngewirkung wurde bereits in Abschnitt 2.4.1 thematisiert. Der konkrete Anteil der sich durch differenzierte Düngung verändernden Humusgehalte sowie physikalischer und biologischer Bodeneigenschaften an der Ertragsbildung ist weitestgehend unbekannt (Edmeades 2003; Abott und Murphy 2007).

Für Gärreste wurde eine positive Wirkung auf das Pflanzenwachstum bzw. relevante Ertragskomponenten gegenüber ungedüngten Kontrollen vielfach belegt (Arthurson

2009; Marchaim 1992). In Feldversuchen zeigte sich eine Erhöhung von Kornerträgen oder der oberirdischen Biomasse für Weizen, Roggen, Gerste und Hafer (Wragge 2014; Gruber u. a. 2015; Odlare u. a. 2008; Brenner 2008; Frøseth u. a. 2014; Odlare u. a. 2011; Svensson u. a. 2004; Terhoeven-Urselmans u. a. 2009; Baral u. a. 2017; Loth u. a. 2016; Levin u. a. 2015; Garg u. a. 2005; Tiwari u. a. 2000; Bermejo Domínguez 2012). Die Erhöhung des Kornertrages lag dabei häufig im Bereich von 20-50 %, es wurden allerdings auch Werte bis 350 % berichtet (Baral u. a. 2017). Für Silomais ergaben Feldversuche Ertragssteigerungen von bis zu etwa 60 % (Kautz und Rauber 2007; Islam u. a. 2010; Riva u. a. 2016; Wragge 2014; Formowitz und Fritz 2010). Bermejo Domínguez (2012) fand in einem zweijährigen Feldversuch mit Sorghum nicht signifikante Ertragssteigerungen von etwa 10-15 %. Weiterhin wurde eine positive Ertragswirkung von Gärresten für viele weitere Kulturen nachgewiesen, unter anderem für Grünland sowie im Gartenbau (Pötsch 2004; Matsunaka u. a. 2006; Andruschkewitsch u. a. 2013; Wentzel und Joergensen 2016; Walsh u. a. 2012a; Messner und Amberger 1987; Brenner 2008; Möller 2014; Matuschek u. a. 2017; Alburquerque u. a. 2012b; Ramezani u. a. 2015; Ahmad und Jabeen 2009; Liedl u. a. 2006; Montemurro u. a. 2008; Liu u. a. 2009a). Einige Studien fanden allerdings für Mais teilweise keine oder sogar negative Ertragseffekte (Beare u. a. 1992; Kautz und Rauber 2007; Koblenz 2014; Wragge 2014). Als mögliche Ursachen werden hohe Nährstoffreserven im Boden, andere ertragsbegrenzende Faktoren oder phytotoxische Effekte benannt (Abschnitt 2.4.3.2). Neben positiven Effekten auf Ertragskomponenten wurden nach Gärrestdüngung auch positive Effekte auf Blattflächenindex (LAI), Blattfarbe und Wuchshöhe berichtet (Garg u. a. 2005; Bermejo Domínguez 2012; Islam u. a. 2010; Ahmad und Jabeen 2009). Es ist zu beachten, dass die in den verschiedenen Studien gemessenen Ertragserhöhungen gegenüber ungedüngten Kontrollen nur bedingt vergleichbar sind, da sich die Differenz häufig mit der Versuchslaufzeit erhöht (Levin u. a. 2015; Marchaim 1992). Neben einer möglichen ansteigenden Düngewirkung der Gärreste mit der Zeit durch N-Nachlieferung, ist sehr wahrscheinlich auch ein fortschreitender Ertragsrückgang der ungedüngten Kontrolle für diesen Effekt verantwortlich. Dieser Zusammenhang erklärt auch die deutlich höheren Ertragseffekte, die Edmeades (2003) im Rahmen von Dauerversuchen berichtete.

Mit steigender Düngemenge erhöht sich häufig der positive Ertragseffekt durch Gärrestdüngung, bei hohen Gaben ist jedoch auch ein erneutes Absinken der Erträge möglich (Wragge 2014; Gruber u. a. 2015; Matsunaka u. a. 2006; Islam u. a. 2010). Wentzel und Joergensen (2016) fanden in einem Gefäßversuch mit verschiedenen Gärresten einen nicht-linearen Zusammenhang zwischen der  $\text{NH}_4^+$ -N-Zugabe und der oberirdischen Biomasse von Welschem Weidelgras, wobei sich bei hoher  $\text{NH}_4^+$ -N-Zugabe ein Plateau andeutete. Eine Separation erhöht in der Regel die Ertragswirkung der Flüssigfraktion gegenüber dem unseparierten Gärrest auf das Ertragsniveau von Mineraldüngern, während die Düngewirkung der Festfraktion und deren Aufbereitungsprodukten als verhalten bewertet wird (Walsh u. a. 2012a; Riva u. a. 2016; Lichti u. a. 2012; Liedl u. a. 2006; Wendland und Lichti 2012; Möller und Müller 2012; Roß u. a. 2016; Petrova u. a. 2016; Hupfaut u. a. 2016). Abweichend davon fanden Cavalli u. a. (2016) in einem Feldversuch auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Düngebasis nach dreijähriger Anwendung für die Festfraktion signifikant erhöhte Trockenmasseerträge von Weidelgras gegenüber der Flüssigfraktion.

Im Vergleich zu Mineraldüngern ergaben Feld- und Gefäßversuche auf gleicher N-Düngebasis häufig geringere Erträge nach Gärrestdüngung analog zur N-Düngewirkung (Bermejo Domínguez 2012; Odlare u. a. 2008; Odlare u. a. 2011; Svensson u. a. 2004; Wragge 2014; Pötsch 2004; Bachmann u. a. 2011; Asmus u. a. 1988; Ramezani u. a. 2015; Roß u. a. 2016; Liedl u. a. 2006; Fuchs u. a. 2008). Diese Ergebnisse fanden sich für die Kulturen Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Silomais, Sorghum und Amaranth sowie für Grünland und im Gartenbau. Teilweise wurden auch in Feldversuchen auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Düngebasis geringere Erträge durch Gärrestdüngung festgestellt (Cavalli u. a. 2016; Wendland und Lichti 2012). Cavalli u. a. (2016) berichteten eine Abnahme der Unterschiede zwischen Gärrest und mineralischer NPK-Düngung mit der Zeit und führten dies auf die zunehmende N-Nachlieferung zurück. Eine ähnliche Ertragswirkung zwischen Gärresten und Mineraldüngern wurde häufig bei gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Düngebasis, bei einer Kombination mit Mineraldüngern oder bei Annahme einer um 30–40 % verringerten N-Düngewirkung der Gärreste erzielt (Bermejo Domínguez 2012; Formowitz und Fritz 2010; Baral u. a. 2017; Lehmann und Amels 2012; Möller 2014; Andruschkewitsch u. a. 2013; Gunnarsson u. a. 2010; Bachmann u. a. 2016; Haraldsen u. a. 2011; Svensson u. a. 2004). Es finden sich allerdings auch Studien, in denen Gärreste bei gleicher N-Düngebasis das Ertragsniveau von Mineraldüngern erreichten: In Gefäßversuchen mit Mais, Sorghum und Sommerweizen konnten ähnliche oder sogar erhöhte Trockenmasseerträge nachgewiesen werden (Morris und Lathwell 2004; Sapp u. a. 2015; Koblenz 2014; Hupfauf u. a. 2016). Koblenz (2014) führte die Mindererträge der Mineraldüngung auf eine fehlende Grunddüngung zurück. In Feld- oder Onfarmversuchen zeigte sich eine ähnliche Ertragswirkung im Vergleich zu Mineraldüngern bei gleicher N-Düngebasis häufig für Silomais (Bermejo Domínguez 2012; Chantigny u. a. 2008; Ross u. a. 1989; Riva u. a. 2016; Koblenz 2014). Bei diesen Versuchen erfolgte eine Grunddüngung und eine relativ verlustarme Ausbringtechnik. In Chantigny u. a. (2008) und Ross u. a. (1989) könnten allerdings hohe Nährstoffreserven das Ergebnis begründen. Weiterhin erreichten Gärreste in Feldversuchen mit Gräsern, Weizen und Gemüse das Ertragsniveau von Mineraldüngern (Chantigny u. a. 2007; Bermejo Domínguez 2012; Liedl u. a. 2006; Furukawa und Hasegawa 2006). Dass Gärreste trotz geringerer N-Düngewirkung (Abschnitt 2.4.1.2) teilweise zu Mineraldüngern vergleichbare Erträge erzielten, hängt wahrscheinlich mit anderen wachstumsbegrenzenden Faktoren zusammen.

Im Vergleich zu Gülle ergaben Gefäßversuche auf gleicher N-Düngebasis teilweise signifikant oder deutlich höhere Erträge (Bachmann u. a. 2011; Jäkel und Mau 1999; Wentzel und Joergensen 2016; Asmus u. a. 1988). Auch in einigen Feld- und Lysimeterversuchen mit gleicher N-Gabe wurden Ertragsvorteile gemessen, die aber selten signifikant waren (Jäkel und Mau 1999; Vaneeckhaute u. a. 2013; Möller 2008; Chantigny u. a. 2007). Häufig fand sich in Feld- und Gefäßversuchen ein ähnliches Ertragsniveau (Koblenz 2014; Bachmann u. a. 2011; Morris und Lathwell 2004; Asmus u. a. 1988; Hupfauf u. a. 2016; Brenner 2008; Bermejo Domínguez 2012; Chantigny u. a. 2008; O'Reilly 2014; Pötsch 2004). Lediglich Sieling u. a. (2013) stellten in einem Feldversuch mit Weidelgras eine signifikant geringere Ertragswirkung gegenüber Rindergülle fest. Analog zur N-Düngewirkung ergibt sich somit auch bei der Ertragsbildung für Gärreste ein Vorteil gegenüber Gülle deutlicher im Gefäß als unter Feldbedingungen. Versuche auf gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N- oder  $\text{N}_{\text{min}}$ -Basis ergaben analog zur N-Düngewirkung häufig keine Unter-

schiede oder einen Ertragsvorteil durch Gärrestdüngung (Messner und Amberger 1987; Brenner 2008; Lichti u. a. 2012; Bachmann u. a. 2016; Brenner 2008; Walsh u. a. 2012a; Haraldsen u. a. 2011; Baral u. a. 2017; Cavalli u. a. 2016). Baral u. a. (2017) und Cavalli u. a. (2016) konnten eine Ertragserhöhung bei gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Düngemenge auch im Rahmen von Feldversuchen nachweisen. Signifikant geringere Erträge gegenüber Gülle bei gleicher  $\text{NH}_4^+$ -N-Gabe fanden sich nur vereinzelt im Rahmen von Gefäßversuchen (Bachmann u. a. 2016; Abubaker u. a. 2012). Walsh u. a. (2012a) wiesen darauf hin, dass die häufig festgestellte höhere Düngewirkung der Gärreste auch mit höheren P- und K-Gaben in Verbindung stehen könnte.

Im Vergleich zu Mist wurde in Feldversuchen mit gleicher N-Düngebasis überwiegend eine verbesserte Ertragswirkung für Gärreste nachgewiesen (Bermejo Domínguez 2012; Loth u. a. 2016; Bougnom u. a. 2012). Teilweise ergaben sich auch ähnliche oder tendenziell geringere Erträge (Dahlberg u. a. 1988; Odlare u. a. 2008). Gegenüber Kompost ergaben Feldversuche mit gleicher N-Gabe ebenfalls höhere Erträge nach Gärrestdüngung (Odlare u. a. 2011; Svensson u. a. 2004). Auch für Gärreste aus Gründüngern konnte gegenüber der direkten Einarbeitung des Substrats eine höhere Ertragswirkung nachgewiesen werden (Stinner u. a. 2008; Möller und Müller 2012). Frøseth u. a. (2014) berichteten von einem vergleichbaren Trockenmasseertrag für Sommergerste, wenn nur etwa die Hälfte des N aus dem vergorenen Gründünger auf das Feld zurückgeführt wird, was eine zusätzliche Düngung anderer Flächen ermöglicht. Båth und Elfstrand (2008) fanden keine Unterschiede im Ertrag von Lauch bei gleicher N-Düngebasis, wiesen aber darauf hin, dass für die Erzeugung des Gärrests eine 10–20 % größere Fläche notwendig war.

Insgesamt sind die Effekte der Gärrestdüngung auf die Ertragsbildung denen der N-Düngewirkung ähnlich. Die Ertragswirkung zeigt ebenfalls eine Abhängigkeit vom  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt und eine höhere Düngewirkung ergibt sich insbesondere im Rahmen von Gefäßversuchen sowie beim Anbau von Mais. Da auch andere Faktoren die Ertragsbildung bestimmen, sind die Unterschiede durch die differenzierte Düngung im Vergleich zur N-Düngewirkung etwas geringer ausgeprägt.

### 2.4.3.2 Phytotoxizität

Bezüglich der phytotoxischen Wirkung von Gärresten gibt es uneindeutige Ergebnisse. Mehrfach finden sich keine Hinweise auf eine Phytotoxizität (Sánchez u. a. 2008; Wragge u. a. 2015; Gell u. a. 2011; O'Reilly 2014; Albuquerque u. a. 2012b). Einige Studien konnten jedoch im Rahmen von Keimpflanzentests phytotoxische Effekte für verschiedene Pflanzenarten feststellen (Salminen u. a. 2001; Fuchs u. a. 2008; Möller u. a. 2015; Abdullahi u. a. 2008). Gruber u. a. (2015) beobachteten Auflaufschäden beim Sommerweizen nach dem Einschlitzen von Gärresten vor der Aussaat. Für Silomais wurde außerdem von einer Ertragsminderung bei hohen Düngemengen berichtet und mit phytotoxischen Effekten in Verbindung gebracht (Islam u. a. 2010; Wragge 2014). Als phytotoxische Substanzen werden  $\text{NH}_4^+$ , Salze, flüchtige organische Säuren und Phenole benannt (Nkoa 2014; Insam u. a. 2015; Salminen u. a. 2001). Es ist anzumerken, dass für organische Säuren und Phenole von einer Reduktion durch die Vergärung ausgegangen wird (Amon u. a. 2016; Insam u. a. 2015). Insgesamt wird angenommen, dass phytoto-

xische Effekte durch Gärreste nur direkt nach der Ausbringung und insbesondere bei einer Kopfdüngung auftreten (Möller und Müller 2012; Röber und Schacht 2008). Eine Kompostierung von Gärresten führt in der Regel zu einer Abnahme der Phytotoxizität (Salminen u. a. 2001; Abdullahi u. a. 2008).

#### 2.4.3.3 Phytohygiene

Über den Einfluss von Gärresten auf Phytopathogene und den Unkrautbestand ist noch relativ wenig bekannt. Generell wird in Abhängigkeit von Prozesstemperatur und Verweilzeit eine Reduktion von Phytopathogenen und keimfähigen Samen durch die Vergärung erreicht (Schrade u. a. 2003; Engeli u. a. 1993; Amon u. a. 2016; Hofmann und Schultheiß 2013). Da aber insbesondere bei mesophilen Anlagen keine zuverlässige Reduktion aller Pathogene und Unkrautsamen erfolgt, wird empfohlen kein stark belastetes Material als Substrat zu verwenden (Hofmann und Schultheiß 2013). Eine vermehrte Ausbreitung von Unkrautsamen durch die Gärrestnutzung wird insbesondere beim Einsatz von NawaRo befürchtet (Hofmann und Schultheiß 2013). Kirsch (2009) berichtete von Grenzwertüberschreitungen für keimfähige Samen bei vergorenen Bioabfällen nach BioAbfV. Gruber u. a. (2015) beobachteten eine Erhöhung des Unkrautdeckungsgrades im Winterweizen nach Gärrestdüngung, führten dies aber auf die Düngewirkung zurück. Im Vergleich zu Gülle zeigten cofermentierte Gärreste in einem Feldversuch mit Wintergerste eine verringerte Verunkrautung (Brenner 2008). Insgesamt wird das phytohygienische Gefährdungspotential durch Gärreste als gering eingestuft (Kirsch 2009; Hofmann und Schultheiß 2013). Für eine zusätzliche Inaktivierung von Pathogenen und Unkrautsamen wird eine vorherige Zerkleinerung und Silierung der Substrate sowie eine nachträgliche Lagerung der Gärreste empfohlen (Hofmann und Schultheiß 2013).

#### 2.4.3.4 Qualität

Der langjährige Einsatz von organischen Düngern hat in der Regel keine negativen Effekte auf die Produktqualität und kann teilweise auch eine Qualitätserhöhung bewirken (Diacono und Montemurro 2010). Eine N-Düngung hat generell häufig den positiven Effekt einer Erhöhung des Proteingehaltes, bei zu hohen N-Gaben können allerdings unerwünschten Akkumulationen von  $\text{NO}_3^-$  oder organischen Säuren im Erntegut auftreten (Haynes 1986). Für die verschiedenen Kulturen ergeben sich jeweils spezifische Qualitätsaspekte, die durch unterschiedliche Mechanismen beeinflusst werden (Hornick 1992). Die bekannten Unterschiede zwischen mineralischer und organischer Düngung in der Wirkung auf die verschiedenen Qualitätsparameter werden im Review von Hornick (2010) dargestellt.

Bezüglich der Auswirkungen von Gärresten auf Qualitätsparameter besteht noch Forschungsbedarf (Nkoa 2014). Im Vergleich zu ungedüngten Kontrollen ergaben sich teilweise positive Effekte auf die Qualität. Gruber u. a. (2015) fanden in einem Feldversuch nach Gärrestdüngung erhöhte Protein- und Glutengehalte für Sommer- und Winterweizen sowie erhöhte Proteingehalte für Hafer und Sommergerste. Eine zusätzliche Gärrestdüngung zum Ährenschieben im Winterweizen bewirkte eine weitere Qualitätsverbesserung, senkte allerdings die N-Effizienz. In weiteren Feldversuchen mit

Gerste und Hafer zeigten sich signifikante Anstiege von Tausendkorngewicht (TKG), Hektolitergewicht und Proteingehalt des Korns (Brenner 2008; Svensson u. a. 2004). Andere Feldversuche ergaben nur geringe Effekte auf Parameter der Kornqualität von Weizen, Roggen und Raps (Bermejo Domínguez 2012; Wragge 2014). Für Silomais wurde in einem Feldversuch mit einer Gärrestdüngung in verschiedenen N-Stufen eine signifikante Steigerung des Proteingehaltes bei  $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  gemessen, jedoch eine signifikante Abnahme bei  $82 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  (Islam u. a. 2010). Für Zuckerrüben fanden Matuschek u. a. (2017) eine Erhöhung des Ertrages durch Gärrestdüngung ohne negative Qualitätseffekte.

Im Vergleich zu Mineraldüngern ergaben sich in der Kornqualität von Weizen, Roggen, Hafer, Gerste und Raps häufig ähnliche oder tendenziell verringerte Kornqualitäten nach Gärrestdüngung (Bermejo Domínguez 2012; Svensson u. a. 2004). Wragge (2014) fand in einem Feldversuch mit gleicher N-Aufwandmenge ebenfalls keine Unterschiede bezüglich TKG, aber einen signifikant geringeren Proteingehalt nach Gärrestdüngung. Im Gemüsebau gibt es zahlreiche Hinweise darauf, dass Gärreste im Vergleich zu herkömmlichen Mineraldüngern eine Qualitätsverbesserung durch die Verringerung des  $\text{NO}_3^-$ -Gehalts bewirken (Liu u. a. 2009a; Liu u. a. 2009b; Lošák u. a. 2011). Studien, die Qualitätsparameter nach Gärrestdüngung mit herkömmlichen organischen Düngern wie Gülle und Stallmist verglichen, sind in der Literatur wenig vertreten und ergaben keine Unterschiede (Dahlberg u. a. 1988; Brenner 2008; Bermejo Domínguez 2012). Gegenüber Kompost fand sich in einem Feldversuch mit Hafer und Gerste ein erhöhter Proteingehalt nach Gärrestdüngung (Svensson u. a. 2004). Im Vergleich zur direkten Düngung mit Gründünger fanden Stinner u. a. (2008) neben einer Steigerung des Korn-ertrags auch einen signifikanten Anstieg des Proteingehaltes nach Düngung mit dem vergorenen Material.

Insgesamt deuten viele der Studien auf eine enge Verbindung der Qualitätsparameter mit der N-Versorgung hin. Hornick (2010) merken allerdings an, dass eine gute N-Versorgung auch negative Qualitätseffekte bedingen kann, wie beispielsweise eine verringerte Proteinqualität. Möglicherweise sind zusätzlich andere Faktoren, insbesondere die Witterung, von größerer Relevanz als die differenzierte Düngung (Wragge 2014).



# 3 Material und Methoden

## 3.1 Statischer Feldversuch

Basis dieser Arbeit ist ein statischer Parzellenfeldversuch, der im Zeitraum 2011–2017 durchgeführt wurde. Die Untersuchungen dieser Arbeit konzentrieren sich auf den Zeitraum 2014–2016.

### 3.1.1 Versuchsstandort

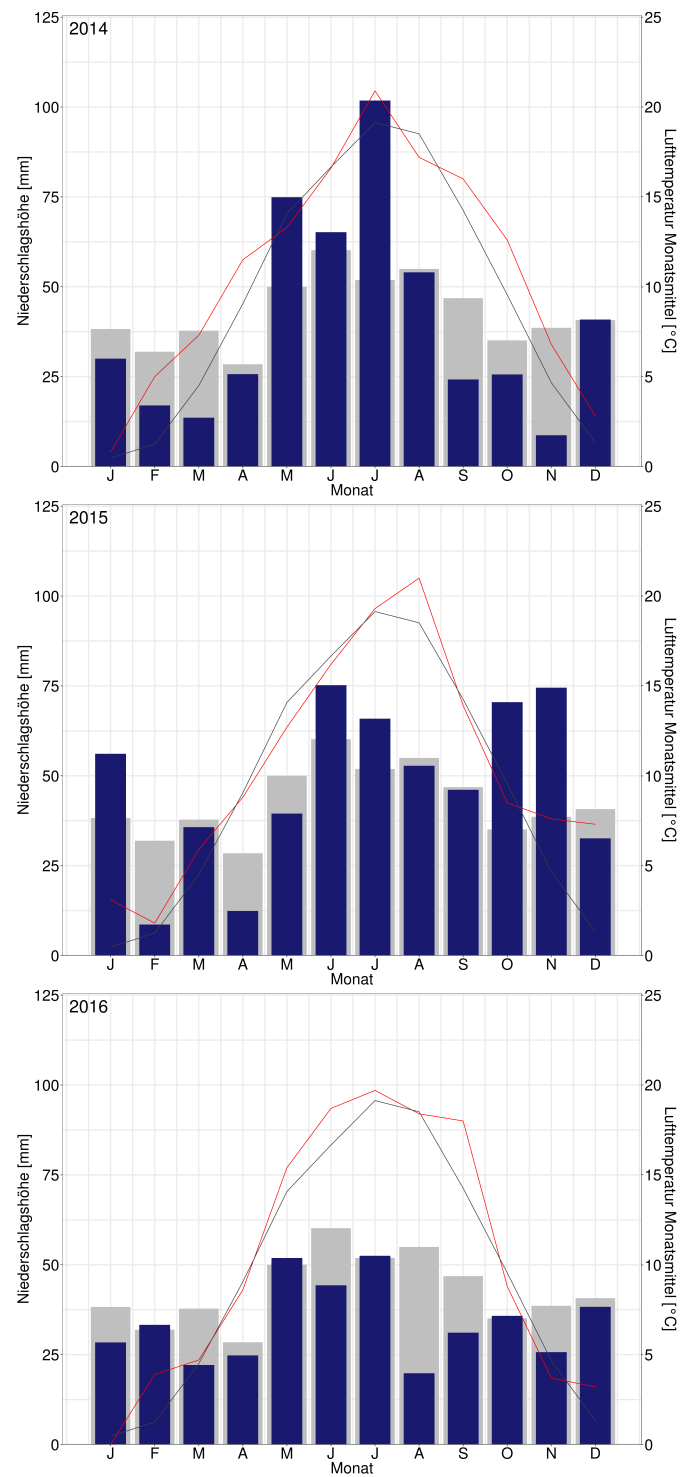
Standort des Feldversuchs ist Berge (Brandenburg) mit dem Ausgangssubstrat Geschiebedecksand über Geschiebelehm. Bodentyp der Versuchsfläche ist ein Gradient von Braunerde (S13D) zu Parabraunerde mit Pseudogleyeinfluss (IS2D/IS3D). Da der Geschiebelehm auf der Fläche verschieden hoch ansteht, ergibt sich eine heterogene Bodentextur von Sand bis lehmiger Sand. Der im Versuchsverlauf hauptsächlich beprobte Oberboden (0 - 20 cm) hat eine Korngrößenzusammensetzung von 89,9 % Sand, 9,0 % Schluff und 1,1 % Ton (reiner Sand). Insgesamt erreicht der Boden durchschnittlich 40 Bodenpunkte und ist als guter Rüben- bzw. Weizenstandort einzustufen. Die bodenchemischen Standorteigenschaften waren zu Beginn des Versuches einheitlich (pH-Wert 5,6;  $C_{org}$  0,69 %,  $P_{DL}$  13,6 mg 100g<sup>-1</sup>,  $K_{DL}$  10,9 mg 100g<sup>-1</sup>).

Temperatur- und Niederschlagsdaten des Standorts sind über eine Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes verfügbar. Im Versuchszeitraum 2011–2016 lag die durchschnittliche Temperatur bei 10,1 °C und die jährliche Niederschlagshöhe bei 535,2 mm. Klimadaten von 2014–2016 sind in Abbildung 3.1 dargestellt.

### 3.1.2 Charakterisierung der organischen Dünger

Im Versuch wurden fünf Gärreste, Rindergülle (Ri-Gülle) und gerotteter Stallmist aus der Region Brandenburg eingesetzt. Die Gärreste stammten aus vier BGA, die sich hinsichtlich Prozessparametern und eingesetzten Substraten unterschieden (Tabelle 3.1). Die BGA deckten typische Betriebsweisen in Deutschland ab: Cofermentation von Schweinegülle (G-CS), Cofermentation von Rindergülle (G-CR), Monofermentation mit der Besonderheit des thermophilen Betriebs (G-M) und eine Cofermentationsanlage, die eine nachträgliche Separation des Gärrests in eine feste (G-C-fe) und eine flüssige Phase (G-C-fl) durchführt. G-C-fe und G-C-fl wurden als zwei Dünger im Versuch genutzt. Alle Anlagen waren zwei- bis mehrstufig und nutzten eine Nassfermentation. Die Substratzusammensetzungen unterlagen im Versuchszeitraum saisonalen und betriebsbedingten Schwankungen. Hier werden Durchschnittswerte angegeben. In der Anlage G-CR wurde

### 3 Material und Methoden



**Abbildung 3.1:** Daten für Temperatur- (Linien) und Niederschlag (Balken) des Standorts Berge für den Zeitraum 2014–2016, in grau sind als Referenz Monatsmittelwerte des Zeitraums 1981–2010 dargestellt

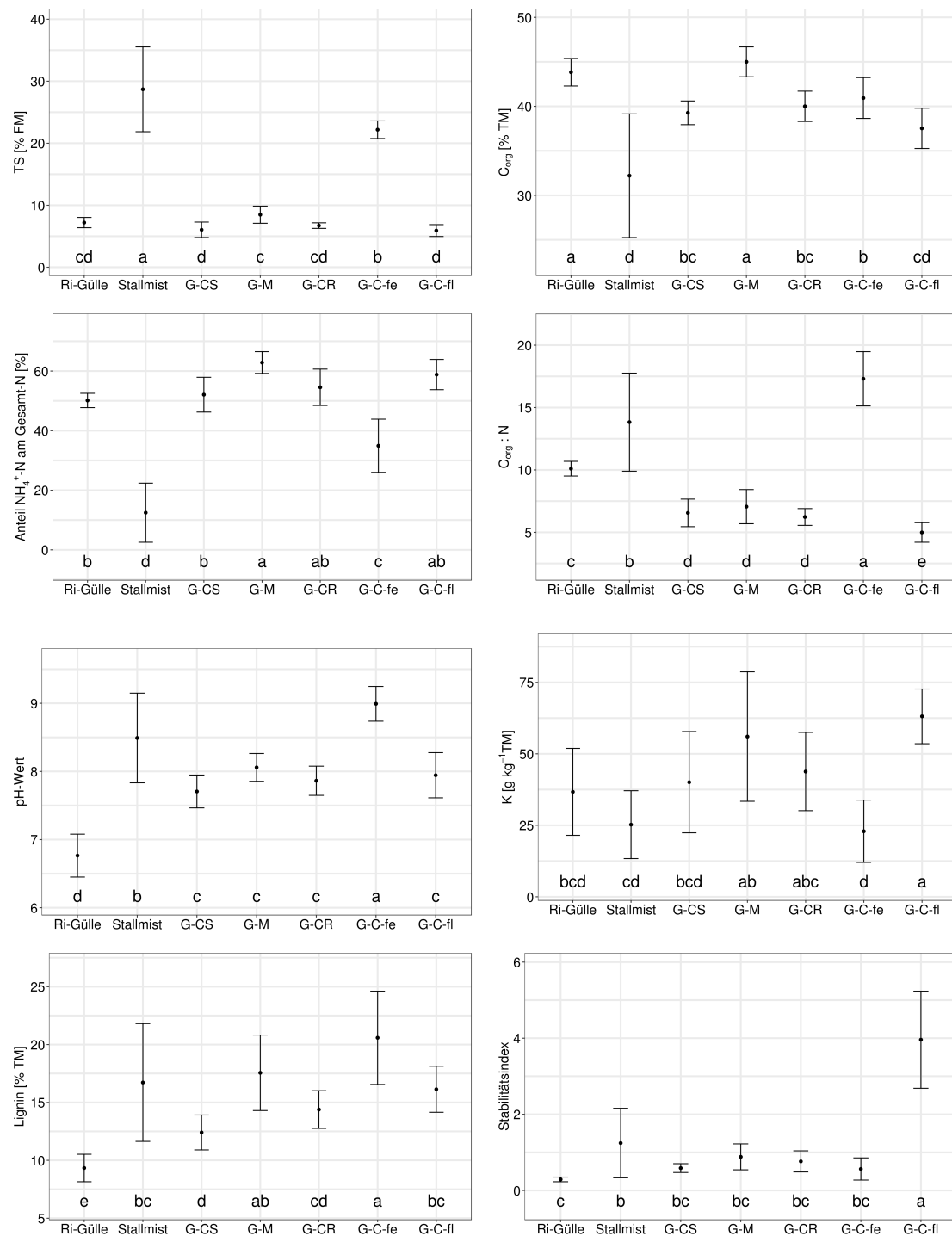
**Tabelle 3.1:** Kenngrößen der Biogasanlagen der eingesetzten Gärreste

Abkürzung	G-CS	G-CR	G-M	G-C-fl und G-C-fe
Standort	Groß Machnow	Trebbin	Sechzehneichen	Ribbeck
Prozesstemperatur	mesophil	mesophil	thermophil	mesophil
Verweilzeit	60d	70d	50d	80d
Separation	nein	nein	nein	ja
Substrat- zusammensetzung 2011–2016	46 % Maissilage 43 % Schweinegülle 6 % Grassilage 4 % % Hirsesilage 1 % Getreide	49 % Rindergülle 34 % Maissilage 11 % Grassilage 3 % Triticale GPS 3 % Restfutter und Getreide	86 % Maissilage 14 % Roggen GPS	31 % Rindergülle 24 % Grassilage 20 % Maissilage 16 % Rindermist 9 % Roggen GPS

zeitweise eine Hydrolysestufe genutzt, die 2017 zu einem zusätzlichen Fermenter umgebaut wurde. Die eingesetzte Rindergülle stammte aus dem Betrieb G-CR. Der gerottete Rinderstallmist wurde im Abstand von 1–2 Jahren von verschiedenen Betrieben bezogen und auf dem Versuchsstandort bis zur Ausbringung gelagert.

Chemische Untersuchungen der eingesetzten organischen Dünger wurden im Rahmen des Forschungsprojektes „Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit beim Einsatz von Gärprodukten aus Biogasanlagen“ durchgeführt (Nielsen u. a. 2017). Ausgewählte Eigenschaften werden in Abbildung 3.2 dargestellt. Zusätzliche Düngereigenschaften sind in Abbildungen A1 und A2 zu finden. Die Daten der einzelnen Düngerausbringungen wurden für den Zeitraum 2012–2017 statistisch ausgewertet (Tukey Test,  $n = 10$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Die TS der festen Dünger (Stallmist und G-C-fe) und auch des Gärrests G-M waren gegenüber den anderen Düngern erhöht. Der  $C_{org}$ -Gehalt des Stallmists war deutlich geringer als für die anderen Dünger. Die vergleichsweise hohe Standardabweichung für Stallmist bei vielen Parametern zeigt die große Heterogenität des Rottegrades im Versuchsverlauf. Der  $NH_4^+$ -N-Anteil am Gesamt-N lag für die flüssigen Dünger signifikant über den festen Düngern. Ein erhöhter  $NH_4^+$ -N-Anteil der Gärreste gegenüber Ri-Gülle war bezüglich Gesamt-N nur für G-M signifikant, bezüglich TM aber für alle Gärreste außer G-C-fe. Die  $C_{org}$ :N-Verhältnisse der Dünger unterschieden sich deutlich (absteigend: G-C-fe > Stallmist > Ri-Gülle > unseparierte Gärreste > G-C-fl). Die pH-Werte der eingesetzten Gärreste waren höher als für Ri-Gülle, jedoch geringer als für Stallmist. G-C-fe bildete eine Ausnahme und erreichte den höchsten Wert von 9,0. Für die unseparierten Gärreste und G-C-fl ergab sich ein tendenziell erhöhter K-Gehalt gegenüber Stallmist und Ri-Gülle. Teilweise waren diese Unterschiede signifikant. Der nach Van Soest u. a. (1991) bestimmte Ligningehalt war bei Ri-Gülle gegenüber den anderen Düngern signifikant geringer, vergleichsweise hoch waren die Werte für G-C-fe, G-M und Stallmist. Der nach Francou (2003) bestimmte Stabilitätsindex (Lignin (Hemizellulose + Zellulose)<sup>-1</sup>), der den Abbaugrad der organischen Substanz beschreibt, war ebenfalls für Ri-Gülle am geringsten. Ein auffällig hoher Wert wurde für G-C-fl erreicht. Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden mit den organischen Düngern zu ausgewählten Terminen auch aerobe Inkubationsversuche zur Untersuchung der C-Abbaustabilität unter Laborbedingungen durchgeführt (Nielsen u. a. 2017). Zusammenfassend ergab sich folgende Reihenfolge für die Abbaustabilität: Gerotteter Stallmist > G-C-fe > G-C-fl und unseparierte Gärreste > frischer Stallmist > Ri-Gülle. Die Stabilität der Gärreste lag dabei häufig signifikant über Ri-Gülle und teilweise signifikant unter gerottetem

### 3 Material und Methoden



**Abbildung 3.2:** Ausgewählte chemische Eigenschaften (Trockensubstanzgehalt (TS) bezüglich Frischmasse (FM), organischer Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>) bezüglich Trockenmasse (TM), Anteil Ammonium-N (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) am Gesamt-N des Düngers, C<sub>org</sub>:N-Verhältnis, pH-Wert, K- und Ligningehalt bezüglich TM und Stabilitätsindex nach Francou (2003)) für die eingesetzten organischen Dünger Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl) für den Zeitraum 2012–2017, ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 10, \alpha = 0,05$ )

Stallmist. Der Parameter Ligningehalt hatte bei einer übergeordneten Untersuchung die stärkste Pearson-Korrelation ( $r = -0,86$ ,  $p < 0,05$ ) zur Stabilität im Inkubationsversuch. Eine Anreicherung von Schwermetallen in Gärresten fand sich nur für einzelne Gärreste bei Zn und Cd (Abbildung A1). Im Vergleich zwischen den separierten Gärresten ergab sich eine deutliche Anreicherung von organischer Substanz für G-C-fe (erhöhte  $C_{org}$ -,  $N_{org}$ - und Fasergehalte) und eine Anreicherung von verschiedenen Nährstoffen ( $NH_4^+$ -N, P, K, Ca, Mg, Na) für G-C-fl. Der pH-Wert und das  $C_{org} : N$ -Verhältnis waren in G-C-fe deutlich erhöht.

### 3.1.3 Versuchsstruktur und -durchführung

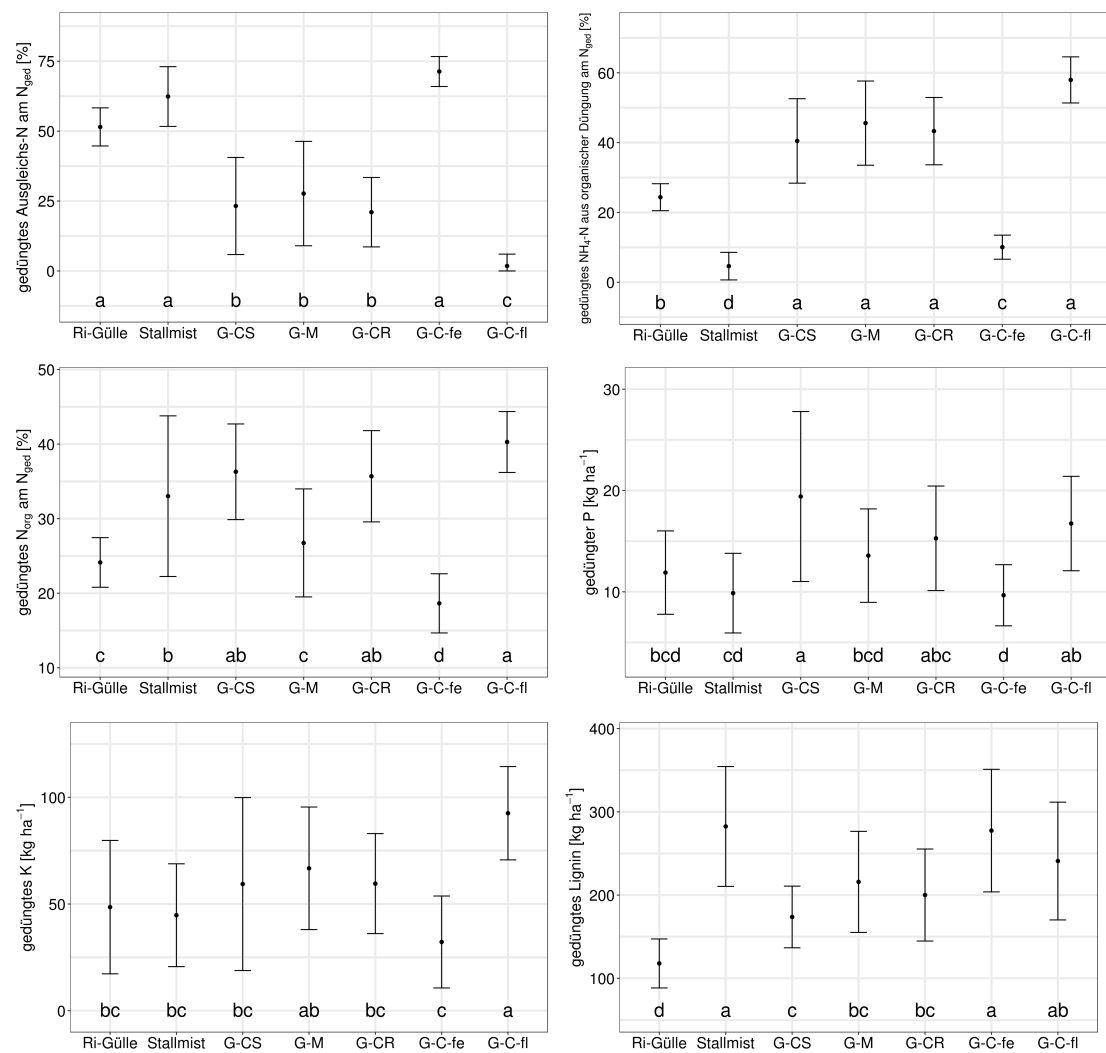
Der statische Feldversuch wurde 2011 als einfaktorielle randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt. Prüffaktor war die differenzierte Düngung mit neun Faktorstufen: Sieben organische Dünger (Abschnitt 3.1.2), ausschließliche Mineral-N-Düngung (KAS) und ungedüngte Kontrolle. Auf einer Fläche von  $1620\text{ m}^2$  waren die 36 Parzellen anhand des Anlageplans (Abbildung A3) angeordnet, wobei die Blöcke quer zum Gradienten des Bodenprofils lagen. Jede Anlageparzelle ( $45\text{ m}^2$ ) war zur Vermeidung von Randeffekten in Düngeparzelle ( $30\text{ m}^2$ ) und Ernteparzelle ( $12\text{ m}^2$ ) untergliedert. Die Prüfglieder G-C-fl und Stallmist wurden erst im Frühjahr 2012 in den Versuch integriert. Die Fruchtfolge war Silomais - Grünroggen/ Sorghum - Grünroggen. Alle Pflanzen wurden als Ganzpflanze für eine potentielle Nutzung als Biogassubstrat geerntet. Die Untersuchungen dieser Arbeit endeten im Frühjahr 2017, ein Fortbestand des Feldversuchs darüber hinaus ist geplant.

Die Düngemengen orientierten sich an der Gabe einer praxisübliche Stallmistgabe von  $12,5\text{ t ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ . Die Ausbringung erfolgte in zwei Gaben jeweils vor der Saat ( $7,5\text{ t ha}^{-1}$  zur Sommerkultur und  $5,0\text{ t ha}^{-1}$  zum Grünroggen). In Abhängigkeit von der durch den Stallmist gedüngten  $C_{org}$ -Menge ergaben sich die Mengen für die anderen organischen Dünger, sodass die Prüfglieder alle die gleiche Menge an  $C_{org}$  erhielten. Die sich ergebenden Unterschiede in der N-Gabe wurden durch eine mineralische Ausgleichsdüngung (Kalkammonsalpeter) kompensiert. Die Variante KAS wurde mit der gleichen N-Menge als Kalkammonsalpeter gedüngt. Eine zeitnahe Einarbeitung der manuell oberflächlich ausgebrachten organischen Dünger wurde angestrebt, teilweise ergaben sich jedoch niederschlagsbedingt Verzögerungen. Die mineralische N-Düngung erfolgte bei den Sommerkulturen nach dem Aufgang der Pflanzen und für den Grünroggen verteilt auf Saat ( $2/3$ ) und Vegetationsbeginn im Frühjahr ( $1/3$ ). Relevante Versuchsdaten sind in Tabelle 3.2 zusammengefasst. Grunddüngung und Pflanzenschutz (Tabelle A1) erfolgten nach Bedarf einheitlich. Durch starke Lagerbildung war Sorghum im Jahr 2014 nicht beerntbar. Bei der Düngerausbringung am 24.05.2016 wurde fälschlicherweise eine Wiederholung von G-CS mit G-M gedüngt. Als Bezeichnung für die Grünroggenkultur wird stets das Erntejahr angegeben.

Durch das  $C_{org}$ -basierte Versuchsdesign mit mineralischer Ausgleichsdüngung ergaben sich systematische Unterschiede in der Nährstoffversorgung der Prüfglieder, die sich teilweise von den in Abschnitt 3.1.2 dargestellten Düngeigenschaften unterschieden. Abbildung 3.3 zeigt die gedüngten Mengen für verschiedene N-Faktionen (je Zeitpunkt

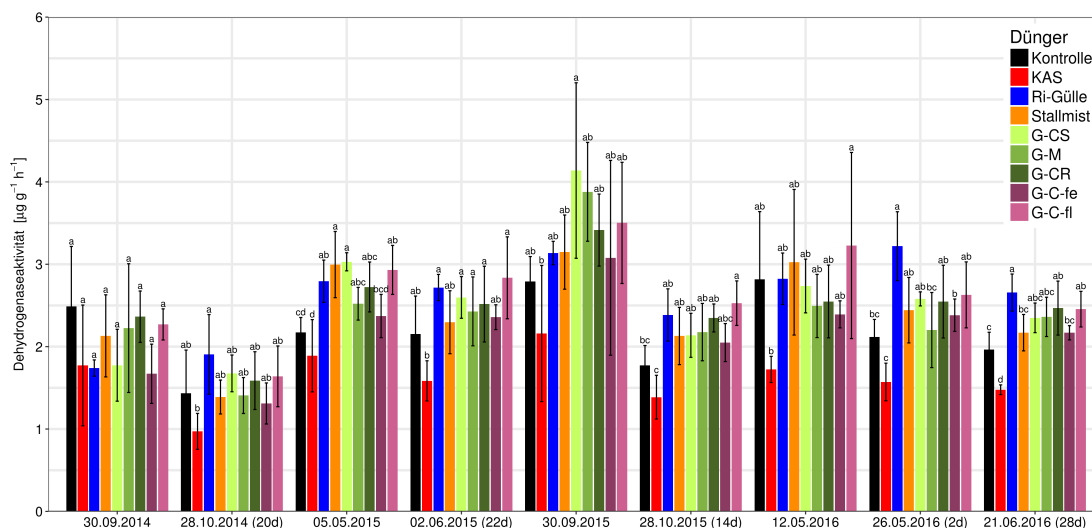
**Tabelle 3.2:** Daten zur Durchführung des statischen Feldversuchs für den Zeitraum 2014–2017

Kultur	Grünroggen	Sorghum	Grünroggen	Silomais	Grünroggen	Sorghum	Grünroggen
Sorte	Protector	Lussi	Protector	Atletico	Protector	Topsilo	Protector
Aussaat	27.09.2013	26.05.2014	13.10.2014	18.05.2015	27.10.2015	25.05.2016	24.10.2016
Bodenbearbeitung	25.09.2013	26.05.2014	13.10.2014	18.05.2015	26.10.2015	24.05.2016	20.10.2016
	Pflug	Grubber	Kreiselegge	Kreiselegge	Kreiselegge	Kreiselegge	Scheibenegge
Ernte	13.05.2014	keine	04.05.2015	29.09.2015	10.05.2016	11.10.2016	09.05.2017
Organische Düngung	24.09.2013	26.05.2014	08.10.2014	11.05.2015	14.10.2015	24.05.2016	20.10.2016
Gedüngte $C_{org}$ -Menge [ $kg\ ha^{-1}$ ]	387,1	809,1	554,2	546,7	368,6	698,2	351,9
Mineralischer N-Ausgleich (1)	26.09.2013	19.06.2014	28.10.2014	29.05.2015	29.10.2015	18.06.2016	21.11.2016
Mineralischer N-Ausgleich (2)	20.03.2014		10.03.2015		19.02.2016		15.03.2017
Gesamte gedüngte N-Menge [ $kg\ ha^{-1}$ ]	87,7	151,2	117,4	100,7	68,4	124,5	104,1
Düngung K Mg S			12.03.2015 160 $kg\ ha^{-1}\ K_2O$ 24 $kg\ ha^{-1}\ MgO$ 50 $kg\ ha^{-1}\ SO_3$		19.02.2016 80 $kg\ ha^{-1}\ K_2O$ 12 $kg\ ha^{-1}\ MgO$ 25 $kg\ ha^{-1}\ SO_3$ 14.03.2016 150 $kg\ ha^{-1}\ Mg(SO_4)\cdot H_2O$		28.03.2017 60 $kg\ ha^{-1}\ K_2O$ 9 $kg\ ha^{-1}\ MgO$ 19 $kg\ ha^{-1}\ SO_3$

**Abbildung 3.3:** Gedüngte Mengen an Ausgleichs-N,  $NH_4^+$ -N und  $N_{org}$  (je Zeitpunkt bezogen auf die gesamte gedüngte N-Menge ( $N_{ged}$ )), P, K (ohne mineralische Grunddüngung) und Lignin für die eingesetzten organischen Dünger Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl) für den Zeitraum 2012–2017, ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 10$ ,  $\alpha = 0,05$ )

bezogen auf die gesamte gedüngte N-Menge ( $N_{\text{ged}}$ ) sowie P, K und Lignin (Statistik analog zu Abschnitt 3.1.2). Es ergab sich ein gegenüber den anderen Prüfgliedern signifikant höherer Anteil Ausgleichs-N am  $N_{\text{ged}}$  für die Prüfglieder Ri-Gülle, Stallmist und G-C-fe sowie ein gegenüber allen anderen organischen Düngern signifikant geringerer Wert für G-C-fl. Der Anteil  $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung am gedüngten  $N_{\text{ged}}$  war für die unseparierten Gärreste und G-C-fl signifikant höher als für Ri-Gülle, Stallmist und G-C-fe. Beim Anteil gedüngter  $N_{\text{org}}$  fanden sich signifikant geringere Werte für Ri-Gülle, G-M und G-C-fe. Die gedüngte P-Menge war am geringsten für G-C-fe und Stallmist und am höchsten für G-CS und G-C-fl. Die höchste K-Zufuhr erhielt G-C-fl und die geringste G-C-fe. Beim gedüngten Lignin ergaben sich die höchsten Werte für die festen Dünger und für Gülle ein signifikant geringerer Wert.

Im Rahmen des in Abschnitt 3.1.2 erwähnten Forschungsprojektes fanden auch Untersuchungen der DHA im Feldversuch (0–20 cm) statt (Nielsen u. a. 2017). Dieser Parameter dient der Quantifizierung der mikrobiellen oxidativen Aktivität im Boden (Wolińska und Stąpniowska 2012) und kann auch als indirektes Maß für die mikrobielle Biomasse betrachtet werden (Ottow 2011). Da die Ergebnisse für die Einordnung der mikrobiellen Ergebnisse dieses Versuches wertvoll sind, wird eine Auswahl hier vorgestellt (Abbildung 3.4). Für die Messtermine direkt vor der Düngung ergaben häufig die organischen Dünger eine signifikant erhöhte DHA gegenüber KAS und weniger häufig gegenüber der Kontrolle. Nur am 05.05.2015 fanden sich auch signifikante Unterschiede zwischen den organischen Düngern. Messungen im ersten Monat nach der Düngung zeigten noch deutlicher erhöhte Werte der organischen Dünger gegenüber KAS und nur tendenziell erhöhte Werte gegenüber der Kontrolle. Generell führte Ri-Gülle insbesondere kurzfristig zu einer vergleichsweise hohen DHA, die im Mai und Juni 2016 gegenüber anderen organischen Düngern signifikant war.



**Abbildung 3.4:** Ergebnisse der Feldmessungen der Dehydrogenaseaktivität für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), aus Nielsen u. a. (2017), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ ), Werte in Klammern geben Zeitspanne zu vorhergehenden Düngung an, Messungen ohne Klammern erfolgten direkt vor der Düngung

### 3.1.4 Bodenchemische Untersuchungen

Seit Versuchsbeginn wurden kontinuierliche chemische Bodenuntersuchungen durchgeführt. Die Probenahme erfolgte jeweils 1–7 Tage vor der Ausbringung als Mischprobe aus fünf Einstichen pro Parzelle in 0–20 cm mit einem Handbohrstock oder mit einem Probenahmefahrzeug. Die Proben wurden luftgetrocknet gelagert. Messergebnisse von 2011–2013 standen aus dem Vorgängerprojekt zur Verfügung (Nielsen u. a. 2013a). Die Messungen umfassten die Parameter  $C_{\text{org}}$ , Gesamtkohlenstoff ( $C_{\text{ges}}$ ),  $C_{\text{hwl}}$ , Gesamt-N ( $N_{\text{ges}}$ ), P- und K-Gehalte als  $P_{\text{DL}}$  und  $K_{\text{DL}}$  (Doppellactat-Extraktion) sowie pH-Wert. Zusätzlich wurde der  $N_{\text{min}}$  vor jeder Frühjahrsdüngung in den Tiefen 0–30, 30–60 und 60–90 cm untersucht. Diese Probenahme erfolgte mit einem Probenahmefahrzeug als Mischprobe aus drei Einstichen pro Parzelle. Die Proben wurden bei  $-20^{\circ}\text{C}$  gelagert. Alle verwendeten Methoden sind in Tabelle 3.3 zusammengefasst.

**Tabelle 3.3:** Verwendete Methoden für die Bestimmung von Gesamt-C ( $C_{\text{ges}}$ ), organischer C ( $C_{\text{org}}$ ), heißwasserlöslicher C ( $C_{\text{hwl}}$ ), Gesamt-N ( $N_{\text{ges}}$ ), P- und K-Gehalt in Doppellactat (DL), pH-Wert und mineralischer N ( $N_{\text{min}}$ )

Parameter	Aufschluss	Gerät	Methode
$C_{\text{org}}$ $C_{\text{ges}}$		Vario MAX C (Elementar) bis Herbst 2015: Vario MAX CNS (Elementar), Gas: Helium seit Herbst 2015: Vario MAX Cube (Elementar), Gas: Argon	DIN EN 15936 (2012) DIN EN 15936 (2012)
$C_{\text{hwl}}$ $N_{\text{ges}}$	$\text{H}_2\text{O}$	Liqui TOC (Elementar) bis Herbst 2015: Vario MAX CNS (Elementar), Gas: Helium seit Herbst 2015: Vario MAX Cube (Elementar), Gas: Argon	VDLUFA (1991) 4.3.2. DIN EN 15936 (2012)
$P_{\text{DL}}$ $K_{\text{DL}}$	Doppellactat	Continuous Flow Analyzer San++ (Skalar) AAS 4100 (Perkin Elmer)	VDLUFA (1991) 6.2.1.2. VDLUFA (1991) 6.2.1.2.
pH-Wert	$\text{CaCl}_2$	HI 2020 (Hanna)	DIN ISO 10390 (2005)
$N_{\text{min}}$	$\text{CaCl}_2$	Continuous Flow Analyzer San++ (Skalar)	VDLUFA (1991) 6.1.4.1.

### 3.1.5 Bodenphysikalische Untersuchungen

Bodenphysikalische Untersuchungen umfassten die Bestimmung der Aggregatstabilität, der Benetzungshemmung und der Bindungsstärke der POM. Zusätzlich standen aus den  $N_{\text{min}}$ -Analysen Daten zum gravimetrischen Wassergehalt zur Verfügung (Bestimmung nach Hillel (1998)).

#### *Aggregatstabilität*

Die Bestimmung der wasserstabilen Makroaggregate erfolgte zu fünf Messterminen nach DIN 19683-16 (2015). Ein Überblick über die Probenahmen findet sich in Tabelle 3.4. Zu beachten ist, dass sich die Zeitspannen zur vorausgegangenen Düngung für die verschiedenen Messzeitpunkte unterschieden. Die Proben wurden jeweils mit einem Stechzylinder als Mischprobe aus fünf Einstichen pro Parzelle aus der Tiefe 0–10 cm entnommen. Aus dem luftgetrockneten Boden wurden Aggregate der Größe 1–2 mm herausgesiebt (die Gewichtsanteile der trocken gesiebten Fraktionen wurden mit Ausnahme des letzten Probenahmetermins bestimmt) und 4 g dieser Aggregate wurden für 5 min mit einem Siebtauchapparat der Maschenweite 0,25 mm in destilliertem



**Tabelle 3.4:** Überblick über die Messungen der Aggregatstabilität

Probenahme	Zeit seit letzter Düngung [d]	Untersuchte Prüfglieder	Zeit bis zur Analyse [d]
19.11.2014	42	Kontrolle, KAS, Stallmist, G-C-fe, G-M, G-CR	81
24.11.2015	41	alle	48
18.05.2016	217	alle	35
29.06.2016	36	alle	32
24.11.2016	35	Kontrolle, KAS, G-C-fe, G-C-fl	55

Wasser bewegt. Anschließend wurde das Gewicht der stabilen Aggregate und der darin enthaltene Sandanteil mittels Trocknung und Aggregatauflösung durch  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$  ermittelt und die SAS nach DIN 19683-16 (2015) berechnet.

#### *Benetzungshemmung*

Von den Aggregatproben der SAS-Bestimmung wurde zusätzlich die Benetzungshemmung mit dem WDPT-Test (Krammes und Debano 1965) in dreifacher Wiederholung bestimmt. Zusätzlich erfolgte eine WDPT-Bestimmung in zwölfmaliger Wiederholung auf der intakten Oberfläche im Feld im Sommer 2016 zu drei Messterminen nach längeren Trockenperioden: Am 21.07.2016 (3 d ohne Niederschlag), 01.09.2016 (in vorhergehenden 7 d 1,2 mm Niederschlag) und 15.09.2016 (10 d ohne Niederschlag). Die Einordnung in Hydrophobie-Klassen erfolgte nach Dekker und Jungerius (1990).

#### *Bindungsstärke der POM*

Für diese Messung wurden die Aggregatproben vom 18.05.2016 und 29.06.2016 (Tabelle 3.4) der Fraktion 0–2 mm genutzt. Die Durchführung erfolgte in Anlehnung an Cerli u. a. (2012). Die luftgetrockneten Aggregate wurden in 200 mL PE-Flaschen bei 60 % Wasserhaltekapazität für 7 d vorinkubiert um die Biofilme des Bodens zu reaktivieren. Es wurden 25 g Aggregate mit 120 mL Natriumpolywolframat-Lösung (SPT, TC-Tungstens Compounds) der Dichte  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$  versetzt und nach 1 h zentrifugiert (3569 g, 26 min). Der Überstand wurde mit einer Wasserstrahlpumpe abgesaugt und durch einen Glasfaserfilter ( $0,5 \mu\text{m}$ ) filtriert. Das Filtrat wurde vom Filter gespült und gefriergetrocknet (bezeichnet als 0J-Fraktion). Das Sediment wurde erneut mit SPT auf das Gewicht vor der Absaugung aufgefüllt und anschließend mit  $50 \text{ J mL}^{-1}$  Ultraschall dispergiert (Eintauchtiefe 1 cm, 10 mm Durchmesser der Ultraschallspitze, Oszillationsperiode 50–60 Hz, Branson Sonifier 250). Der Ultraschallstab wurde zuvor kalorimetrisch kalibriert (Schmidt u. a. 1999). Während der Dispergierung wurde durch ein Eisbad eine Temperatur von  $<40^\circ\text{C}$  gewährleistet. Nach der Dispergierung erfolgte eine erneute Dichtentrennung durch Zentrifugation. Der Überstand wurde erneut abgesaugt, filtriert und gefriergetrocknet (50J-Fraktion). Das verbliebene Sediment wurde ebenfalls gefriergetrocknet. Alle drei Fraktionen wurden anschließend wärmegetrocknet ( $105^\circ\text{C}$ ), gewogen, gemahlen (Kugelmühle) und erneut wärmegetrocknet. Die C- und N-Mengen der drei Fraktionen wurden aus dem Trockengewicht und den C- und N-Gehalten (TNS vario EL III (Elementar)) berechnet.

### 3.1.6 Bodenbiologische Untersuchungen

Bei den biologischen Untersuchungen lag der Fokus auf der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft im Boden. Um diese Gemeinschaft möglichst umfassend zu charakterisieren und Unterschiede durch die differenzierte Düngung zu erfassen, wurden zwei Fingerprintmethoden ausgewählt. Die Untersuchung des physiologischen Fingerprints erfolgte mittels CLPP. Der genetische Fingerprint wurde mit der DGGE untersucht. Diese molekularbiologische Methode bietet durch die Unabhängigkeit von der Kultivierung den Vorteil, die gesamte genetische Diversität im Boden zu charakterisieren (Ottow 2011). Da sich beide Fingerprintmethoden auf Bakterien beschränken, erfolgte außerdem eine Quantifizierung der Pilzbiomasse über den Indikator Ergosterol, der eine Zellwandkomponente saprotropher Pilze ist (Joergensen und Wichern 2008).

Da langfristige Effekte untersucht werden sollten, wurden die Proben jeweils wenige Tage vor der organischen Düngung entnommen. Die Probenahme für den physiologischen Fingerprint erfolgte am 11.05.2015 aus dem Oberboden 0–10 cm. Die Proben wurden am selben Tag gesiebt (2 mm) und am Folgetag extrahiert. Die Probenahme für den genetischen Fingerprint erfolgte am 05.05.2015 aus der Tiefe 0–20 cm. Diese Proben sind Aliquote der Proben für die Analytik der Bodenchemie und DHA. Sie wurden bis zur Analyse bei -20 °C gelagert. Die Untersuchung der Pilzbiomasse erfolgte am 17.05.2016 (vor der Düngung) und 30.06.2016 (37 d nach der Düngung), jeweils mit einem Tag Abstand zur Messung der SAS. Die Proben wurden am selben Tag gesiebt (2 mm), mit Flüssigstickstoff eingefroren und bei -20 °C bis zur Extraktion gelagert. Bei allen Messungen wurde die TS an einem Aliquot bestimmt. Alle Probenahmen erfolgten mit einem Handbohrstock als Mischprobe aus fünf Einstichen pro Parzelle.

#### 3.1.6.1 Community level physiological profiling

Für das CLPP wurden Ecoplates (Biolog) verwendet. Die Methode erfasst das metabolische Abbaupotential der heterotrophen bakteriellen Gemeinschaft und wurde ausgewählt, weil sie besonders für vergleichende Studien der Bodengemeinschaft empfohlen wird (Stefanowicz 2006). Die Ecoplate ist eine Mikrotiterplatte, in deren Wells 31 verschiedene organische Substrate in dreifacher Wiederholung zufällig angeordnet sind, zusätzlich gibt es drei Wells mit H<sub>2</sub>O. Ein Überblick über die Substrate der Ecoplate und die nach Weber und Legge (2009) vorgenommene Zuordnung zu Substratklassen ist in Tabelle A2 zu finden. Das Prinzip der Methode ist, dass aus dem Boden extrahierte Zellen zusammen mit dem farblosen Tetrazolium-Farbstoff in der Ecoplate inkubiert werden, wobei die Veratmung des spezifischen Substrats durch die Reduktion von Tetrazolium zu violetter Formazan photometrisch quantifiziert werden kann. Das detektierte Abbaumuster der Ecoplate kann dann als physiologischer Fingerprint der Probe ausgewertet werden.

Extraktion und Beimpfung der Platten erfolgten in Anlehnung an Braun u. a. (2010) und Sigler (2004). Pro Probe wurden 1 g Boden in 100 mL 120 mM Phosphatpuffer (pH-Wert 7,0) für 2 h geschüttelt. Nach einer Sedimentationszeit von 30 min wurden 20 mL des Überstandes abgenommen und 10 min zentrifugiert (4000 g). Das Zentrifugat wurde anschließend in 20 mL Phosphatpuffer resuspendiert. Zur Abschätzung der Zelldichte erfolgte ein photometrischer Vergleich der Extrakte mit dem McFarland-Standard. Um

die empfohlene Zellzahl von  $10^5$  Zellen  $(100\mu\text{L})^{-1}$  zu erhalten, wurden  $100\mu\text{L}$  Extrakt in  $10\text{ mL}$  Inoculation-Fluid (GN/GP-IF, Biolog) verdünnt und davon  $100\mu\text{L}$  pro Well aufgegeben. Die Platten wurden mit luftdurchlässiger Membran abgedeckt (Breathe easy sealing membrane, Diversified Biotech) und im Dunkeln bei  $20^\circ\text{C}$  für 8 d inkubiert. Die optische Dichte (OD) der Wells wurde nach der Inkubationszeit von 0, 24, 72, 96 und 192 h mit dem Gerät Spectra II Microplate Reader (SLT) bei  $570\text{ nm}$  gemessen.

### 3.1.6.2 Denaturing Gradient Gel Electrophoresis

Mit der molekularbiologischen Methode DGGE wird die genetische Diversität des Bodens durch die Amplifizierung der DNA mittels Polymerase chain reaction (PCR) und anschließender sequenzspezifischer Auftrennung der DNA-Fragmente bei einer Gelelektrophorese mit einem chemischen Gradienten untersucht (Ottow 2011). Die DNA-Fragmente haben nach der Amplifizierung die gleiche Größe und denaturieren bei der Elektrophorese in Abhängigkeit ihrer GC-Konzentration und -Verteilung bei einer spezifischen Chemikalienkonzentration im Gel und bilden dadurch ein für die mikrobielle Gemeinschaft typisches Bandenmuster (Marzorati u. a. 2008).

Die Durchführung der DGGE orientierte sich an Braun u. a. (2010). Die DNA-Extraktion erfolgte mit dem GeneMATRIX Soil DNA Purification Kit (EURx) gemäß dem Protokoll des Herstellers. Die DNA-Konzentration wurde mit dem Spektrometer NanoDrop 2000c (Thermo Fisher Scientific) gemessen. Mit dem Primerpaar p2 (518R) und p3 (341F) wurde die hypervariable V3-Region der bakteriellen 16S-rDNA nach Muyzer u. a. (1993) amplifiziert. Mit der GC-Klammer von p3 hatte die Zielsequenz eine Gesamtgröße von 230 bp. Der Reaktionsmix hatte das Volumen  $50\mu\text{L}$  und enthielt  $1\times$  Reaktionspuffer (Pol Buffer B, EURx) für eine Konzentration von  $1,5\text{ mM}$   $\text{MgCl}_2$ , je  $0,2\text{ mM}$  Desoxyribonukleosidphosphate (EURx),  $0,4\mu\text{M}$  je Primer (Biomers),  $2,25\text{ U}$  Perpetual Taq DNA-Polymerase (EURx) und  $2\mu\text{L}$  Probe (durchschnittlich  $26,1 \pm 6,4\text{ ng}$  extrahierte DNA). Die Reaktion erfolgte im Thermocycler PeqSTAR 96 Universal Gradient (PeqLab) mit dem Touchdown-Temperaturprogramm aus Röder (2011). Eine Negativkontrolle wurde mitgeführt. Für die Kontrolle der PCR-Produkte wurden  $8\mu\text{L}$  PCR-Produkt mit  $2\mu\text{L}$   $6\times$  Gelladepuffer (Thermo Fisher Scientific) vermischt und auf ein 1%-Agarosegel geladen. Das Gel lief in einem  $0,5\times$  TAE-Puffer (Zusammensetzung siehe Röder (2011)) bei  $100\text{ V}$  für 60 min. Die DNA-Visualisierung erfolgte durch Zugabe von  $29\mu\text{L L}^{-1}$  GelRed (Biotium) vor dem Gießen ins Gel und UV-Licht. Die Kontrolle der Größe der DNA-Sequenzen erfolgte über die DNA-Leiter Perfect 100 bp (EURx).

Im Rahmen eines Vorversuchs wurde die Auswirkung einer Aufreinigung des PCR-Produkts mit dem Kit PCR/DNA Clean-Up DNA (EURx) gemäß dem Protokoll des Herstellers getestet. Für diese Analysen wurde abweichend vom Hauptversuch das IngenyPhoU DGGE-System genutzt. Da die Banden im DGGE-Ergebnis ohne Aufreinigung am stärksten waren, wurde entschieden, keine Aufreinigung durchzuführen. Weil dadurch keine Messung der DNA-Konzentration möglich war und auch um die maximale Bandenstärke zu erzielen, wurden in der DGGE für jede Probe einheitlich  $40\mu\text{L}$  PCR-Produkt aufgetragen. Dadurch ergaben sich Unterschiede in der aufgetragenen DNA-Menge.

Die Hauptanalyse erfolgte mit dem DCode Universal Mutation Detection System (Biorad) nach dem Protokoll des Herstellers. Es wurde ein 8%-Polyacrylamid-Gel (Acrylamid/Bis 37,5:1, Roth) der Größe 20 × 20 cm gegossen. Genutzt wurde ein chemischer Gradient von 40 % zu 60 %. Die 40%-Lösung enthielt 16 % deionisiertes Formamid (VWR) und 2,8 M Urea (Biorad) und die 60%-Lösung 24 % Formamid und 4,2 M Urea. Die Polymerisierung erfolgte durch Zugabe von 62,5 µL Tetramethylethylenediamine (Thermo Fisher Scientific) und 62,5 µL 10%-Ammonium-Persulfat (Biorad). Das Gel wurde pro Probe mit 40 µL PCR-Produkt und 10 µL Orange-G-Laufpuffer (Zusammensetzung siehe Röder (2011)) beladen. Die 36 Proben wurden auf drei Gele verteilt. Durch einzelne Fehlmessungen sind nicht alle Varianten auf den drei Gelen vertreten, auf Gel 1 fehlt G-CS und auf Gel 3 fehlt die Kontrolle. Einige Proben konnten mehrfach aufgegeben werden. Es handelt sich dabei um Messwiederholungen, wobei die gleiche extrahierte DNA für die PCR genutzt wurde. Zur Normalisierung wurden pro Gel je zwei Mal 5 µL DGGE Marker 2 (WAKO) aufgegeben. Das Gel lief für 16 h im 1 × TAE-Puffer bei 100 V und 60 °C mit dem PowerPac Basic (Biorad). Anschließend wurde es für 45 min in 0,01%-SYBR-Gold gefärbt und unter UV-Licht fotografiert (Gel Documentation GelStick (Intas), Belichtungszeit 0,96 s).

#### 3.1.6.3 Biomasse saprotropher Pilze

Für die Bestimmung der Pilzbiomasse wurde die Ergosterol-Methode aus zwei Gründen ausgewählt. Einerseits steht der Ergosterolgehalt in engem Zusammenhang zur Hyphenoberfläche der Pilze (Klamer und Bååth 2004) und erlaubt somit eine Quantifizierung des Beitrags der Hyphen zur Stabilisierung von Aggregaten. Außerdem enthalten arbuskuläre Mykorrhiza kein oder nur wenig Ergosterol (Appuhn und Joergensen 2006), wodurch der Ergosterolgehalt im vorliegenden Versuch hauptsächlich saprotrophe Pilze quantifiziert (Joergensen und Wichern 2008). Saprotrophe Pilze reagieren wahrscheinlich am sensitivsten auf eine differenzierte organische Düngung und eignen sich zusätzlich durch ihren entscheidenden Beitrag zur Makroaggregatstabilität (Lehmann und Rillig 2015) als Zielgröße in diesem Versuch.

Die Bestimmung des Ergosterol orientierte sich an Marhan und Kandeler (2007). Die Extraktion erfolgte durch horizontales Schütteln (30 min, 225 rpm) von 3,2 g feuchtem Boden in 40 mL Ethanol (HPLC gradient grade, Merck), Zentrifugation (4560 g, 30 min), Abnehmen von 32 mL Aliquot vom Überstand, Eindampfen bis zur Trockne (Laborota 4002 Control (Heidolph), 120 hPa und 50 °C), Lösen in 1 mL Methanol (HPLC gradient grade, Chemsolute) und Membran-Filtration (0,45 µm). Das enge Extraktionsverhältnis musste wegen der generell niedrigen Ergosterolkonzentration im Boden gewählt werden und wurde methodisch durch einen Vorversuch abgesichert. Die Ergosterolmessung erfolgte mittels Gradient High performance liquid chromatography (HPLC) mit dem Gerät HP 1100 Series (Agilent). Genutzt wurde die Hauptsäule LiChrospher 100 RP-18 (5 µm) LiChroCART 125-4 (Merck Millipore) und die Vorsäule LiChroCart 4-4 (Merck Millipore). Die mobile Phase bestand aus A) MeOH/C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>O<sub>2</sub> (0,05 %, beide HPLC gradient grade) und B) MeOH (HPLC gradient grade). Als Gradientenprogramm wurde genutzt: 1.–10. min: 10 % B; 10.–20. min: Anstieg von 10 % B auf 100 % B; 20.–30. min: 100 % B; 30.–31. min: Absinken von 100 % B auf 10 % B; 31.–32. min: 10 % B.

Die Flussrate war  $1 \text{ mL min}^{-1}$ , die Säulentemperatur betrug  $40^\circ\text{C}$  und Ergosterol wurde bei 190–350 nm mit DAD of HP 1100 Series (Agilent) detektiert. Der Ergosterolgehalt wird bezogen auf die TM des Bodens angegeben. Auf eine Umrechnung in Pilzbiomasse wird aufgrund von stark variierenden Konversionsfaktoren (Joergensen und Wichern 2008) verzichtet.

### 3.1.7 Pflanzenbauliche Untersuchungen

Seit Versuchsbeginn erfolgte eine Erfassung der Frisch- und Trockenmassenerträge (TME) der als Ganzpflanzen geernteten Kulturen. Die Ergebnisse von 2011–2013 stehen aus dem Vorgängerprojekt (Nielsen u. a. 2013a) zur Verfügung. Weitere pflanzenbauliche Prüfmerkmale waren N-Entzug durch die Kulturpflanzen (Silomais 2015, Grünroggen und Sorghum 2016), TS (Kulturen 2014–2017), Pflanzendichte (Silomais 2015 und Sorghum 2016), Blattfarbe (Sorghum 2016) sowie Wuchshöhe, Entwicklung und LAI (Kulturen 2015–2016). Entwicklungsstadien wurden nach Meier (2001) erfasst. Am 19.02.2016 und 08.03.2016 erfolgte eine intensivere Untersuchung der Bestockung des Grünroggens mit 20 Messungen je Parzelle. Die LAI-Messung erfolgte mit dem LAI-2000 Plant Canopy Analyzer (Licor) bei den untersuchten Kulturen jeweils einmal im Makrostadium 3 kurz vor Sonnenuntergang. Bei der Messung des LAI im Silomais 2015 war direkte Sonneneinstrahlung nicht zu vermeiden. Die Messung der Blattfarbe wurde mit dem N-Tester (Yara) durchgeführt. N-Entzüge wurden aus dem TME und dem N-Gehalt der bei  $60^\circ\text{C}$  getrockneten und gemahlenen Pflanzenproben errechnet. Die Messung des N-Gehaltes erfolgte analog zu Abschnitt 3.1.4.

## 3.2 Gefäßversuch zur N-Nachlieferung

Um das N-Nachlieferungsvermögen des Bodens unter kontrollierten Bedingungen zu beurteilen, wurde ein Gefäßversuch mit Hafer als Indikatorpflanze und Boden, der aus den Parzellen des Feldversuchs entnommen wurde, durchgeführt. Prüffaktor und Prüfglieder waren analog zum Feldversuch. Als Zeitpunkt der Probenahme wurde das zeitige Frühjahr (09.03.2015) als Kompromiss zwischen direkten Düngeeffekten und Effekten durch unterschiedliches Pflanzenwachstum im Feld gewählt. Der zweite Teil der Ausgleichsdüngung war noch nicht erfolgt. Der Boden war zu diesem Zeitpunkt seit Versuchsbeginn acht Mal mit den unterschiedlichen Düngern gedüngt worden. Die Bodenentnahme erfolgte vom Rand der Ernteparzelle (0–20 cm) mit dem Spaten. Der Boden aus den vier Parzellen eines Prüfglieds wurde vermischt, auf 10 mm gesiebt und in vierfacher Wiederholung in Mitscherlich-Gefäße (Durchmesser 20 cm, Höhe 21 cm) gefüllt. Pro Gefäß wurden 15 Samen *Avena sativa* cv. *Max* gesät und nach dem Aufgang auf 10 Pflanzen vereinzelt. Im Versuchszeitraum 14.04.2015–30.07.2015 (107 d) waren die Gefäße als randomisierte Blockanlage in einem offenen Drahthaus in Berlin aufgestellt. Die Gefäße wurden optimal mit Wasser versorgt. Temperatur- und Niederschlagsdaten des Versuchszeitraums sind in Abbildung A4 zu finden. Kontinuierlich wurden Wuchshöhe, Blattfarbe und Entwicklung gemessen. Zur Ernte erfolgte eine Bestimmung des Korn- und Strohertrages, der Körner Pflanze<sup>-1</sup>, des TKG sowie des N-Entzugs durch Korn und Stroh. Diese Untersuchungen erfolgten analog zu Abschnitt 3.1.7.

### 3.3 Datenauswertung

#### 3.3.1 Auswertungen mit R

Alle Datenauswertungen, mit Ausnahme des genetischen Fingerprints, erfolgten mit der Programmiersprache R (R Core Team 2015). Ein Überblick über alle verwendeten Pakete findet sich in Tabelle A3. Die in den Diagrammen dargestellten Fehlerbalken kennzeichnen durchgehend die Standardabweichung. Für die Zweistichprobentests wurde der gepaarte t-Test mit  $\alpha = 0,05$  genutzt (Ergosterol, POM-Bindungsstärke).

##### *Standard-Auswertung*

Für die statistischen Auswertungen des Feld- und Gefäßversuchs, die sich auf einen festen Zeitpunkt beziehen, sowie die über den Versuchszeitraum ausgewerteten Düngereigenschaften und gedüngten Mengen (Abschnitt 3.1.2) wurde in ähnlicher Weise verfahren. Von Messwiederholungen wurde der Mittelwert oder der Median (WDPT) gebildet. Eine Prüfung der Varianzhomogenität erfolgte mit dem Levene-Test. Bei heterogenen Varianzen ( $p < 0,05$ ) wurde eine Log- oder Box-Cox-Transformation angewendet. Anschließend wurde eine ANOVA und ein Tukey-HSD-Test mit  $\alpha = 0,05$  durchgeführt. Die unabhängigen Variablen waren dabei jeweils: Dünger und Block (Feldversuch), Dünger (Gefäßversuch) sowie Dünger und Zeit (Düngereigenschaften und gedüngte Mengen). Im Ergebnis des Tukey-Tests kennzeichnen gleiche Buchstaben homogene Gruppen, in denen es keine signifikanten Unterschiede gibt. Die am 24.05.2016 falsch gedüngte Parzelle wurde für alle Erhebungen während der Sorghumkultur als Fehlwert ausgewertet.

##### *CLPP-Auswertung*

Von der jeweils gemessenen OD wurde der Messwert zur Zeit Null sowie der Wert für  $H_2O$  auf der jeweiligen Platte abgezogen. Entstandene negative Werte wurden Null gesetzt. Diese Nettowerte für die OD wurden sowohl für die Einzelsubstrate als auch zusammengefasst nach Substratklassen nach der Standard-Auswertung (siehe oben) ausgewertet. Nach Frac u. a. (2012) wurden die Parameter Average well color development (AWCD), Richness (R) und der Shannon-Weaver-Index (H) für jede Platte berechnet. Der AWCD repräsentiert die durchschnittliche OD für alle Substrate und somit das durchschnittliche Abbaupotential. R beschreibt die Anzahl an oxidierten Substraten und H beschreibt zugleich Richness und Äquität (engl. evenness) der Substratnutzung. Die Auswertung konzentrierte sich auf 192h, da diese Messung den höchsten H ergab. Bemerkenswerte Ergebnisse anderer Zeiten werden zusätzlich erwähnt. Um Unterschiede in der mikrobiellen Gemeinschaft zu bewerten, wurde eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) nach Smith (2002) durchgeführt. Da die Messungen in der gleichen Einheit vorlagen, wurde auf eine Skalierung der Varianzen verzichtet.

##### *Zeitübergreifende Auswertungen der Düngeunterschiede*

Eine zeitübergreifende Auswertung erfolgte für die bodenchemischen Parameter (6 Termine, 2014–2016) und den TME des Grünroggens (6 Termine, 2012–2017). Der

Parameter SAS wurde nicht zeitübergreifend ausgewertet, da die Messungen häufig nicht für alle Prüfglieder und zu unterschiedlichen Jahreszeiten erfolgt waren. Die Auswertung des TME wurde als Linear Mixed Model mit Dünger und Block als Fixed Faktor und Zeit als Random Faktor nach Winter (2013) durchgeführt. Es erfolgte eine Korrektur des Signifikanzniveaus nach Bonferroni auf  $0,05 \cdot 36^{-1}$ . Diese Auswertung basiert auf der Annahme, dass die Ergebnisse der einzelnen Messtermine voneinander unabhängig sind. Dies gilt nicht für die bodenchemischen Eigenschaften, da von einer Akkumulation der Effekte mit der Zeit auszugehen ist. Daher wurden diese Daten zeitübergreifend gemittelt (nachfolgend mit einem Balken gekennzeichnet) und mit der Standard-Auswertung ausgewertet (siehe oben). Dieser Ansatz basiert auf der bei Zeitreihen üblichen Auswertung der Fläche unter der Kurve (Bryant 1983).

#### *Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den Parametern*

Es wurden verschiedene lineare Modelle erstellt um die Beziehungen zwischen den untersuchten Parametern zu analysieren. Für die Parameter SAS (nur Messungen mit allen Prüfgliedern), AWCD, 1. und 2. Hauptkomponente (HK) (Biolog) und Ergosterolgehalt (beide Termine) wurden jeweils lineare Modelle mit einer abhängigen und einer unabhängigen Variable erstellt. Als unabhängige Variablen wurden folgende Parameter des entsprechenden Zeitpunkts ausgewählt<sup>1</sup>: TME, bodenchemische Parameter, Wassergehalt, DHA, Ergosterolgehalt, Düngereigenschaften und gedüngte Mengen. Um die zwei letztgenannten Parametergruppen einzubeziehen, wurden die ungedüngte Kontrolle und KAS aus der Rechnung herausgenommen. Da sich bei den SAS-Messungen 2016 nach diesem Vorgehen keine signifikanten Zusammenhänge fanden, wurden statt der Düngereigenschaften und gedüngten Mengen alle Prüfglieder einbezogen. In der Ergebnisdarstellung werden jeweils Pearson-Korrelationskoeffizient ( $r$ ),  $p$ -Wert und der Schätzwert des Modells angegeben. Analog wurden lineare Modelle zwischen den verschiedenen pflanzenbaulichen Parametern für jeden Messtermin erstellt.

Für die bodenchemischen Parameter und den TME wurde ein Mixed Model genutzt, da für diese Parameter Ergebnisse für mehrere Zeitpunkte vorlagen. Abhängige Variablen waren dabei die jeweiligen bodenchemischen Parameter bzw. der TME. Die unabhängigen Variablen waren eine Auswahl von bodenchemischen Parametern, Düngereigenschaften und gedüngten Mengen.  $p$ - und Schätzwert wurden nach Winter (2013) durch schrittweises Hinzufügen der unabhängigen Variablen bestimmt. Im Ausgangsmodell war Block ein Fixed Faktor und Zeit ein Random Faktor. Da das Hinzufügen von nur einer Variable häufig signifikant war, erfolgte eine weitere Eingrenzung der relevanten unabhängigen Variablen durch den schrittweisen Aufbau eines Modells nach folgenden Kriterien: (i) Zugefügte Faktoren hatten einen minimalen AIC und waren signifikant ( $p < 0,05$ ) (ii) nicht signifikante Faktoren wurden wieder verworfen. Multikollinearität wurde über das Kriterium  $VIF < 2,5$  vermieden. Das Ergebnis war stets analog zur step-Funktion mit den gleichen Inputvariablen. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) des finalen Modells wurde als conditional  $R^2$  bestimmt. Die Auswertung erfolgte für die Zeiträume Herbst 2012–2016 (Bodenchemie) und 2013–2016 (TME), wieder ohne die Kontrolle und KAS.

<sup>1</sup>Eine Auswahl der Parameter erfolgte nach inhaltlichen Überlegungen und Verfügbarkeit. Für die Düngereigenschaften und gedüngten Mengen wurde jeweils der vorangegangene Düngetermin gewählt, für die anderen Parameter der naheliegendste Messtermin innerhalb der gleichen Kultur.

### 3.3.2 DGGE-Auswertung

Die Auswertung der Gelbilder erfolgte mit der Software Bionumerics (Applied Maths NV 2016). Die Bilder wurden unbearbeitet geladen und ohne Anwendung der Optionen Spot-Removal oder Least-Square-Filtering analysiert. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Gelbildern zu erhöhen, wurde auf Empfehlung des Bionumerics-Supports für jedes Gel ein optimaler Wert für die Background-Subtraction (Bereich 8–12 %) aus der Spektralanalyse ermittelt und für jedes Gel spezifisch angewendet. Der auf den Lanes analysierte Bereich hatte eine Breite von 15 pt und wurde so gewählt, dass Flecken oder schräge Bereiche ausgeschlossen wurden. Die Normalisierung erfolgte mit den sechs Marker-Lanes. Die digitale Analyse der Ähnlichkeiten zwischen den Proben erfolgte nach Fromin u. a. (2007) sowie Rademaker und De Bruijn (2004) durch (i) Kurven- und bandenbasierte Berechnung einer Ähnlichkeitsmatrix und (ii) Anwendung eines Clusterverfahrens auf die jeweilige Ähnlichkeitsmatrix zur Visualisierung in einem Dendrogramm. Für komplexe Fingerprints wird die kurvenbasierte Berechnungsmethode empfohlen, da sie unempfindlicher gegenüber Schwankungen der Bandenintensität ist (Rademaker und De Bruijn 2004). Die bandenbasierte Berechnungsmethode nutzt nur binäre Ähnlichkeitskoeffizienten und ist durch die manuelle Bandendefinition subjektiver. Zur Absicherung des Ergebnisses erfolgte die Auswertung des Fingerprints nach drei Methoden:

- (a) Kurvenbasierte Auswertung für alle drei Gelbilder zusammen
- (b) Kurvenbasierte Auswertung gelweise
- (c) Bandenbasierte Auswertung für alle drei Gelbilder zusammen

Für (a) und (b) wurden die Einstellungen Optimization und Curve-Smoothing jeweils zwischen 0 und 5 % variiert, um eine Einstellung mit guter Ähnlichkeit der Messwiederholungen zu finden. Für (c) wurde die automatische Bandensuche genutzt, wobei die Option „relativ zum Maximalwert“ angewendet wurde, um Intensitätsschwankungen durch variierende DNA-Konzentrationen teilweise zu kompensieren. Dennoch waren manuelle Korrekturen nötig und die resultierende durchschnittliche Bandenzahl variierte zwischen den Gelen (29 für Gel 1 und 35 für Gele 2 und 3). Binärer Koeffizient war der Dice-Koeffizient und Optimization wurde 1 % gesetzt, da eine Variation nur geringen Einfluss hatte. Smoothing, Relaxed-Doublet-Matching, Area-Sensitive und Fuzzy-Logic wurden wiederum variiert. Für das Clustering wurde für alle Methoden der hierarchische Algorithmus UPGMA verwendet. Für eine allgemeine Beurteilung des DGGE-Profiles wurde der Parameter Range-weighted Richness (Rr) und die Pareto-Lorenz-Kurve nach Marzorati u. a. (2008) berechnet.



# 4 Ergebnisse

## 4.1 Statischer Feldversuch

### 4.1.1 Bodenchemische Untersuchungen

Für die Darstellung der bodenchemischen Versuchsergebnisse werden in der Regel die Verläufe der Parameter dargestellt (Abbildungen 4.1, 4.2 und A5), wobei Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden fett markiert sind. In Tabelle A4 sind die Ergebnisse dieser Zeitpunkte detailliert dargestellt. Weiterhin wird der chemische Bodenzustand im Oktober 2016 als Ergebnis der sechsjährigen differenzierten Düngung sowie der zeitübergreifende Mittelwert für ausgewählte Parameter dargestellt (Abbildung 4.3). Weitere Ergebnisse der zusammenfassenden Auswertung werden im Text erläutert. Die Ergebnisse der Modellauswertung sind in Tabelle A5 dargestellt.

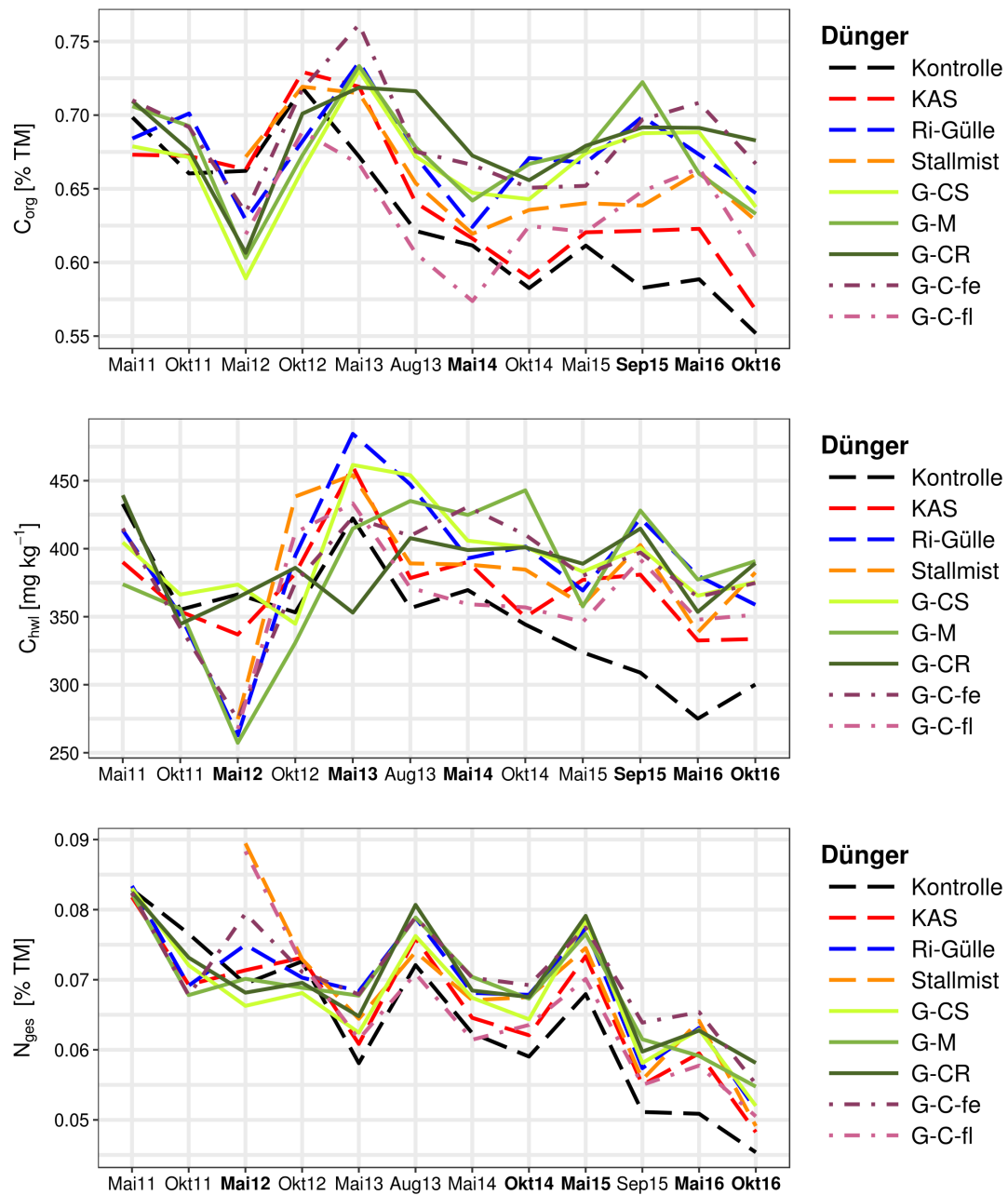
Die Entwicklung von  $C_{org}$ ,  $C_{hwl}$  und  $N_{ges}$  sind in Abbildung 4.1 zu sehen. Der  $C_{org}$  zeigte trotz saisonaler Schwankungen eine zunehmende Differenzierung im Versuchsverlauf. Seit Oktober 2014 hatten die Kontrolle und KAS durchgehend den geringsten  $C_{org}$ . Signifikante Unterschiede fanden sich erstmals im Mai 2014 ( $G-C-fl < G-CR^1$ ). Ab September 2015 ergaben sich signifikant geringere Werte für die Kontrolle gegenüber einigen organisch gedüngten Prüfgliedern: Im September 2015 gegenüber Ri-Gülle, G-M und G-C-fe; im Mai 2016 gegenüber G-C-fe und im Oktober 2016 gegenüber Ri-Gülle, G-CR und G-C-fe. Im Oktober 2016 waren zusätzlich die Werte für die Gärreste G-CR und G-C-fe signifikant höher als für KAS. Innerhalb der organisch gedüngten Prüfglieder ergaben sich keine signifikanten Unterschiede, jedoch tendenziell geringere Werte für Stallmist und G-C-fl. Für den zeitübergreifende Mittelwert  $\overline{C_{org}}$  fand sich Kontrolle  $< G-CR$  und  $G-C-fe$  (Abbildung 4.3). Die Auswertung des Mixed Models ergab einen signifikanten Zusammenhang zum Stabilitätsindex (negativer Zusammenhang,  $R^2=0,34$ ). Ohne Einbezug der Fasermengen waren die gedüngte mineralische N-Menge (positiver Zusammenhang) und der pH-Wert des Bodens (negativer Zusammenhang) die einflussreichsten Parameter mit  $R^2=0,39$ .

Für  $C_{ges}$  (Abbildung A5) war ein deutlicher Anstieg der Werte im Herbst 2015 zu beobachten. Dieser Anstieg konnte durch Wiederholungsmessungen mit dem Wechsel der Messmethodik begründet werden. Der Verlauf des  $C_{ges}$  zeigte ansonsten eine ähnliche Differenzierung wie der  $C_{org}$ . Die zeitübergreifende Auswertung ergab allerdings eine deutlichere Differenzierung: Neben signifikant höheren Werten gegenüber der Kontrolle (G-CR und G-C-fe), war auch KAS  $< G-C-fe$ .

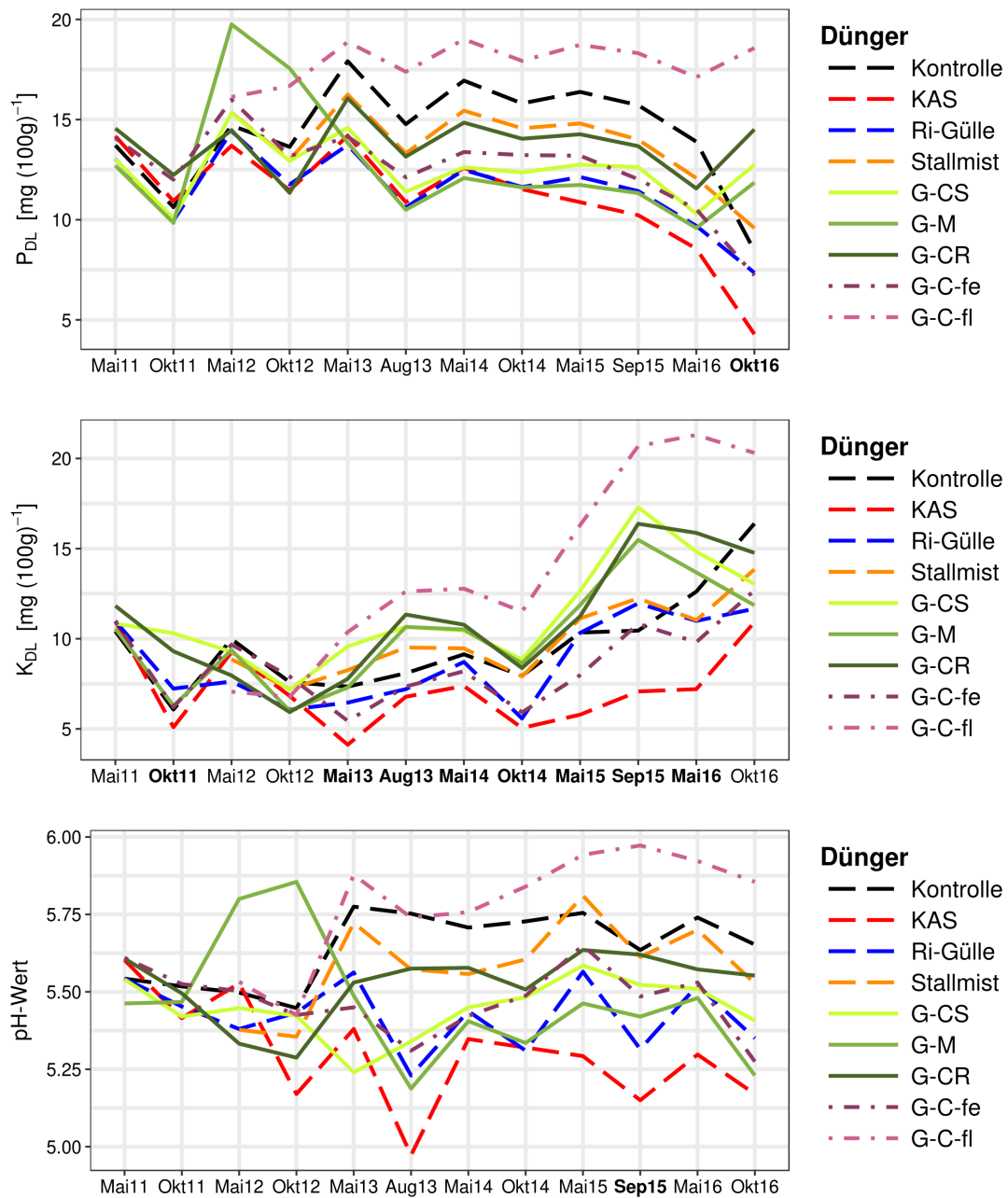
Beim  $C_{hwl}$  war die Differenzierung deutlicher als für  $C_{org}$  oder  $C_{ges}$ . Ab Oktober 2014 hatte die Kontrolle durchgängig die geringsten Werte. Ab September 2015 war der

---

<sup>1</sup>Diese Darstellung bezeichnet nachfolgend signifikante Unterschiede

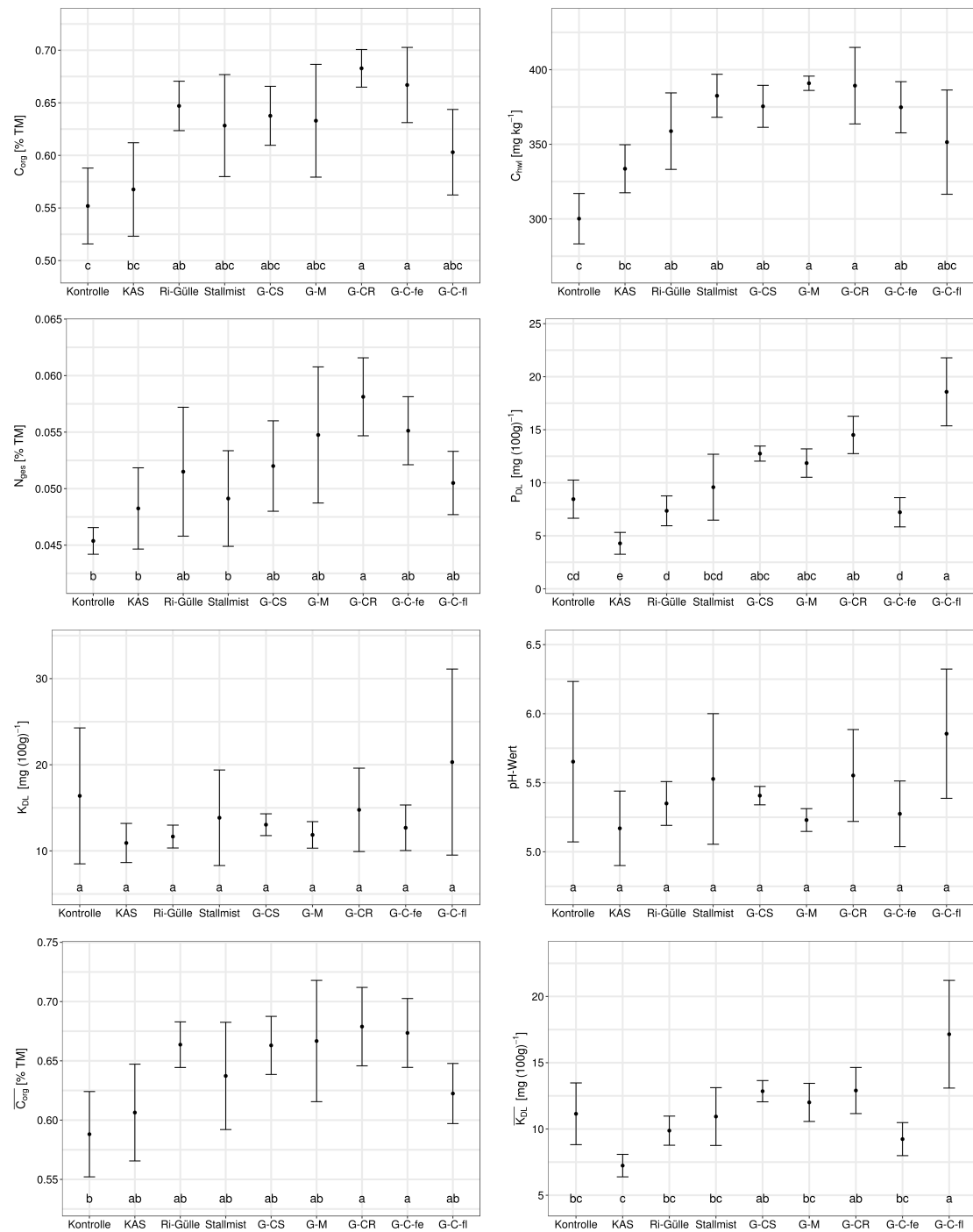


**Abbildung 4.1:** Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für organischer C ( $C_{org}$ ), heißwasserlöslicher C ( $C_{hwl}$ ) und Gesamt-N ( $N_{ges}$ ) im Versuchsverlauf für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl); Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden (ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )) sind fett markiert



**Abbildung 4.2:** Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ) sowie pH-Wert im Versuchsverlauf für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl); Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden (ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )) sind fett markiert

#### 4 Ergebnisse



**Abbildung 4.3:** Chemischer Bodenzustand im Oktober 2016: Organischer C ( $C_{org}$ ), heißwasser-löslicher C ( $C_{hw}$ ), Gesamt-N ( $N_{ges}$ ), P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ), pH-Wert sowie die zeitüber-greifenden Mittelwerte  $\overline{C_{org}}$  und  $\overline{K_{DL}}$  für den Zeitraum 2014–2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

Unterschied gegenüber allen organischen Düngern (mit Ausnahme von G-C-fl) signifikant. Auch KAS hatte geringe Werte seit September 2015, im Oktober 2016 signifikant geringer gegenüber G-M und G-CR. Zwischen den organischen Düngern fand sich keine klare Differenzierung, nur im Mai 2014 war G-C-fl < G-C-fe. Die zeitübergreifende Auswertung ergab einen signifikant geringeren Wert für die Kontrolle gegenüber allen Prüfgliedern außer KAS und G-C-fl. Die Auswertung des Mixed Models zeigte einen signifikanten Zusammenhang zu den Variablen  $C_{org}$  (positiver Zusammenhang) und zum pH-Wert des Bodens (negativer Zusammenhang) mit  $R^2=0,45$ .

Die Messung des  $N_{ges}$  war analog zum  $C_{ges}$  durch den Wechsel der Messmethodik beeinträchtigt und ergab daher ab September 2015 geringere Werte. Im Vergleich zum  $C_{org}$  war die Differenzierung weniger ausgeprägt. Es fanden sich signifikante Unterschiede einiger organischer Dünger zur Kontrolle zu den Zeitpunkten Oktober 2014 (G-C-fe), Mai 2015 (G-CS und G-CR) und Mai 2016 (Stallmist und G-C-fe). Außerdem zeigte sich im Oktober 2016 G-CR > Kontrolle, KAS und Stallmist. Die zeitübergreifende Auswertung ergab Kontrolle < G-CR und G-C-fe. Mit der Auswertung des Mixed Models für  $N_{ges}$  fand sich ein signifikanter Zusammenhang zum  $C_{org}$  (positiver Zusammenhang) und dem pH-Wert des Bodens (negativer Zusammenhang) mit  $R^2=0,80$ .

Die Entwicklung von  $P_{DL}$  und  $K_{DL}$  sowie pH-Wert sind in Abbildung 4.2 dargestellt. Der  $P_{DL}$  zeigt zu Versuchsbeginn eine jahreszeitliche Dynamik mit erhöhten Werten im Frühjahr und geringen Werten im Herbst. Seit September 2015 ist ein Abfall bei KAS, Ri-Gülle, G-C-fe, Stallmist und Kontrolle zu beobachten. Im Oktober 2016 traten erstmalig signifikante Unterschiede auf: KAS < alle anderen Prüfglieder, Ri-Gülle und G-C-fe < alle anderen Gärreste sowie G-C-fl > Kontrolle, KAS, Ri-Gülle, Stallmist und G-C-fe. Bei der zeitübergreifenden Auswertung fanden sich keine signifikanten Unterschiede. Die Auswertung des Mixed Models ergab einen signifikanten Zusammenhang des  $P_{DL}$  mit dem pH-Wert des Bodens (positiver Zusammenhang) und dem TME (negativer Zusammenhang) mit  $R^2=0,85$ , jedoch nicht mit der gedüngten P-Menge.

Der  $K_{DL}$  zeigte gegenüber den anderen chemischen Parametern die stärkste Differenzierung. Die Grunddüngungen im Frühjahr 2015 und 2016 gingen mit einem allgemeinen Anstieg der Werte einher. Signifikante Unterschiede traten mit Ausnahme des letzten Probenahmetermins kontinuierlich seit Mai 2013 auf. Zeitweise fanden sich signifikant erhöhte Werte für G-C-fl und signifikant geringere Werte für KAS gegenüber allen anderen Prüfgliedern. Weiterhin waren Ri-Gülle, Stallmist und G-C-fe < G-CS (September 2015), und G-C-fe < G-CS und G-CR (Mai 2016). Tendenziell lagen die Werte nach Gärrestdüngung mit Ausnahme von G-C-fe über denen der herkömmlichen Dünger. Der zeitübergreifende Mittelwert  $\overline{K_{DL}}$  ergab G-C-fl > alle Prüfglieder außer G-CS und G-CR sowie KAS < G-CS, G-CR und G-C-fl (Abbildung 4.3). Es fand sich ein signifikanter Zusammenhang mit dem TME (negativer Zusammenhang) und der gedüngten K-Menge (positiver Zusammenhang) mit  $R^2=0,80$ .

Der pH-Wert zeigte seit 2013 eine Differenzierung mit tendenziell hohen Werten für G-C-fl, Kontrolle und Stallmist und geringen Werten für KAS, G-M und Ri-Gülle. Nur im September 2015 trat ein signifikanter Unterschied zwischen G-C-fl und KAS auf. Mit der zeitübergreifenden Auswertung wurden keine Signifikanzen gefunden. Signifikante Zusammenhänge ergaben sich mit dem TME (negativer Zusammenhang), der gedüngten

Menge an mineralischem N (negativer Zusammenhang) und der gedüngten K-Menge (positiver Zusammenhang) mit  $R^2=0,15$ .

Die im Frühjahr gemessenen  $N_{\min}$ -Gehalte waren in allen drei Jahren für alle Prüfglieder gering (meist unter  $10\text{kg ha}^{-1}$ ). Signifikante Unterschiede zwischen den Prüfgliedern traten nicht auf (Abbildung A6).

### 4.1.2 Bodenphysikalische Untersuchungen

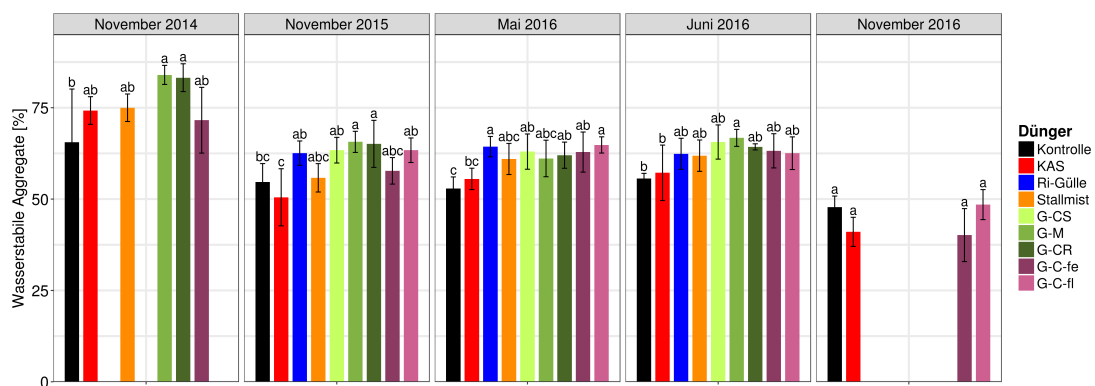
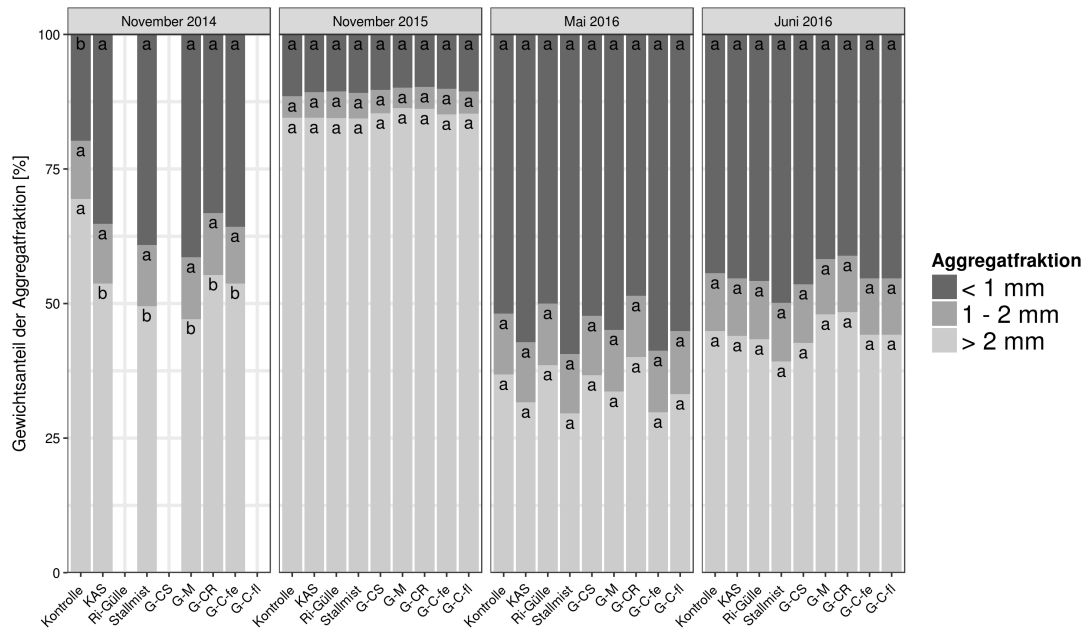
Als Zusatzinformation zu den SAS-Ergebnissen sind die Gewichtsanteile der trocken gesiebten Aggregatfraktionen zur Gewinnung der Fraktion 1–2 mm in Abbildung 4.4 dargestellt. Beim ersten Messtermin zeigte die Kontrolle gegenüber den anderen Prüfgliedern einen signifikant höheren Anteil an großen Aggregaten, bei den anderen Terminen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede und auch kein Trend. Durchschnittlich betrug der Gewichtsanteil der Fraktion 1–2 mm 9,2 %.

Die Ergebnisse der SAS-Messung sind in Abbildung 4.5 zu finden. Für alle Messzeitpunkte fanden sich geringe Werte für die Kontrolle und KAS. Hohe Werte wurden häufig durch Ri-Gülle und die Gärreste erreicht, zeitweise ergaben sich signifikant höhere Werte gegenüber der Kontrolle oder KAS. Zwischen den organischen Düngern waren die Unterschiede geringer ausgeprägt. Bei den Herbstmessungen zeigten sich tendenziell geringere Werte für die festen Dünger Stallmist und G-C-fe, bei den Messungen im Mai und Juni 2016 fanden sich hingegen nur geringe Unterschiede.

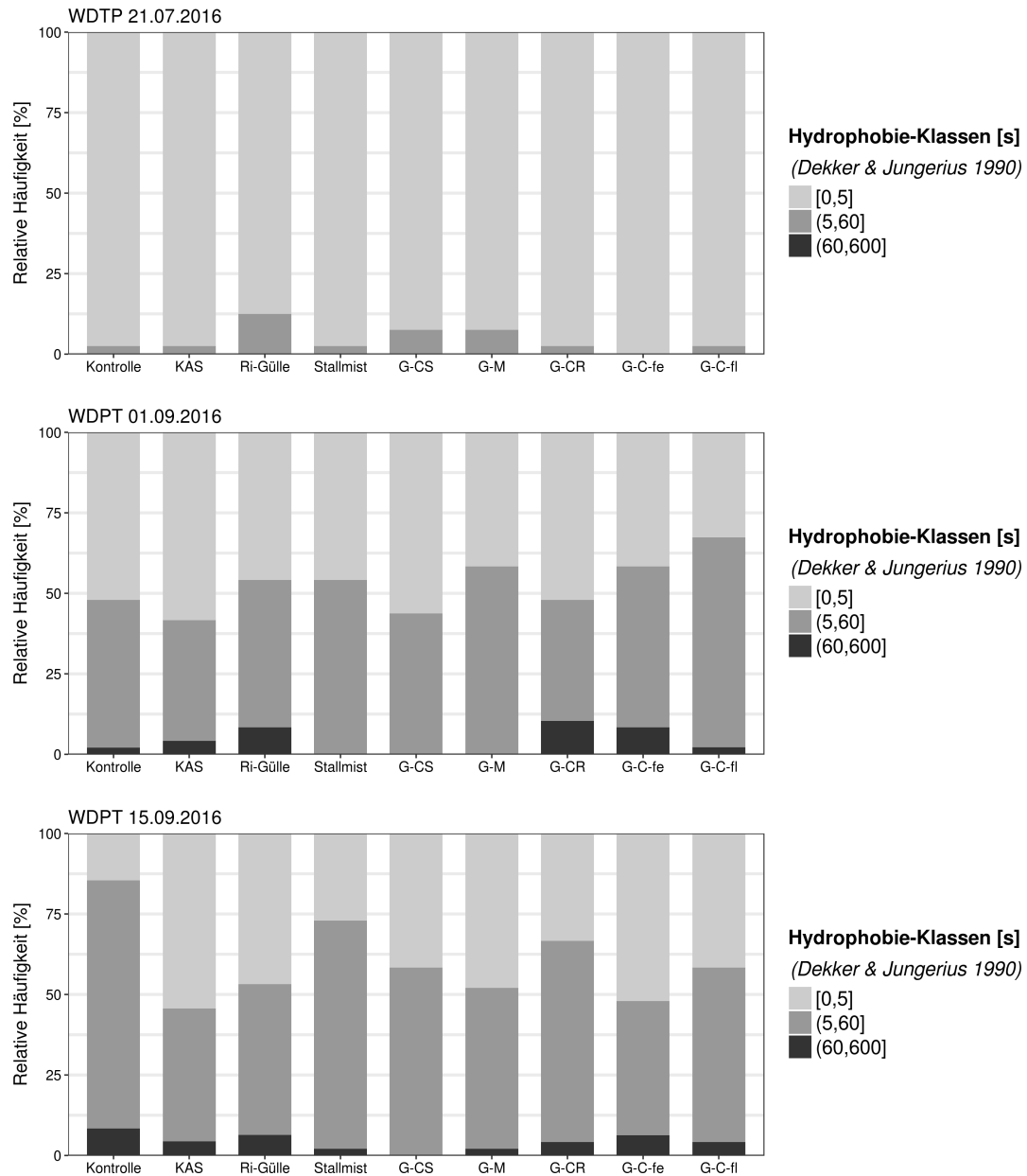
Die Ergebnisse des linearen Modells für den Parameter SAS sind in Tabelle A6 zu finden. Signifikante Zusammenhänge ergaben sich unter Einbezug der Düngereigenschaften und gedüngten Mengen als unabhängige Variablen (ohne Kontrolle und KAS) nur für den Termin November 2015 für die Parameter gedüngtes  $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung ( $r=0,66$ ), gedüngter Ausgleichs-N ( $r=-0,60$ ),  $C_{\text{org}}$  des Bodens ( $r=0,51$ ) und gedüngtes Lignin ( $r=-0,47$ ). Bei Ausschluss der Düngereigenschaften und gedüngten Mengen (mit Kontrolle und KAS) ergaben sich für alle Termine signifikante Zusammenhänge mit  $C_{\text{org}}$  und  $C_{\text{hwl}}$  ( $r=0,35$ – $0,56$  bzw.  $r=0,36$ – $0,55$ ), für November 2015 und Juni 2016 mit der DHA ( $r=0,36$ – $0,58$ ) und für November 2015 mit  $K_{\text{DL}}$  ( $r=0,58$ ).

Der WDPT-Test direkt an den Bodenaggregaten ergab für alle Messzeitpunkte und Prüfglieder keine Benetzungshemmung ( $\text{WDPT} < 1\text{ s}$ ). Bei den Feldmessungen zeigten sich teilweise höhere Werte (Abbildung 4.6). Signifikante Unterschiede traten nur beim Messtermin 15.09.2016 auf: Die Kontrolle hatte dort den höchsten Wert, welcher signifikant über KAS, Ri-Gülle, G-M und G-C-fl lag.

Die durch Ultraschalldispersion und Dichtefraktionierung gewonnenen Fraktionen sind beispielhaft in Abbildung 4.7 abgebildet. Die 50J-Fraktion hatte eine deutlich geringere Partikelgröße als die 0J-Fraktion. Die C-Mengen in den Fraktionen werden in den Abbildungen 4.8 und 4.9 jeweils bezogen auf die luftgetrocknete Bodenmasse sowie auf die Gesamt-C-Menge aller Fraktionen dargestellt. C-bezogen enthielt die 0J-Fraktion durchschnittlich 1,25 % und die 50J-Fraktion 5,97 %, während in der Sediment-Fraktion mit 92,78 % der Hauptteil des C verblieb. Vom Mai zum Juni 2016 kam es zu einem signifikanten Anstieg der Gesamt-C-Menge und der C-Mengen in allen Fraktionen.

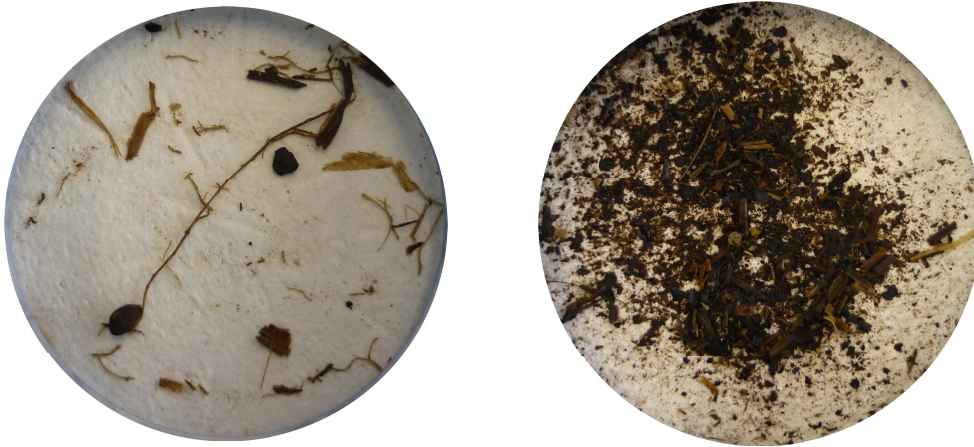


#### 4 Ergebnisse



**Abbildung 4.6:** WDPT an der Bodenoberfläche im Feldversuch zu den Terminen 21.07.2016, 01.09.2016 und 15.09.2016, dargestellt als Histogramm für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)



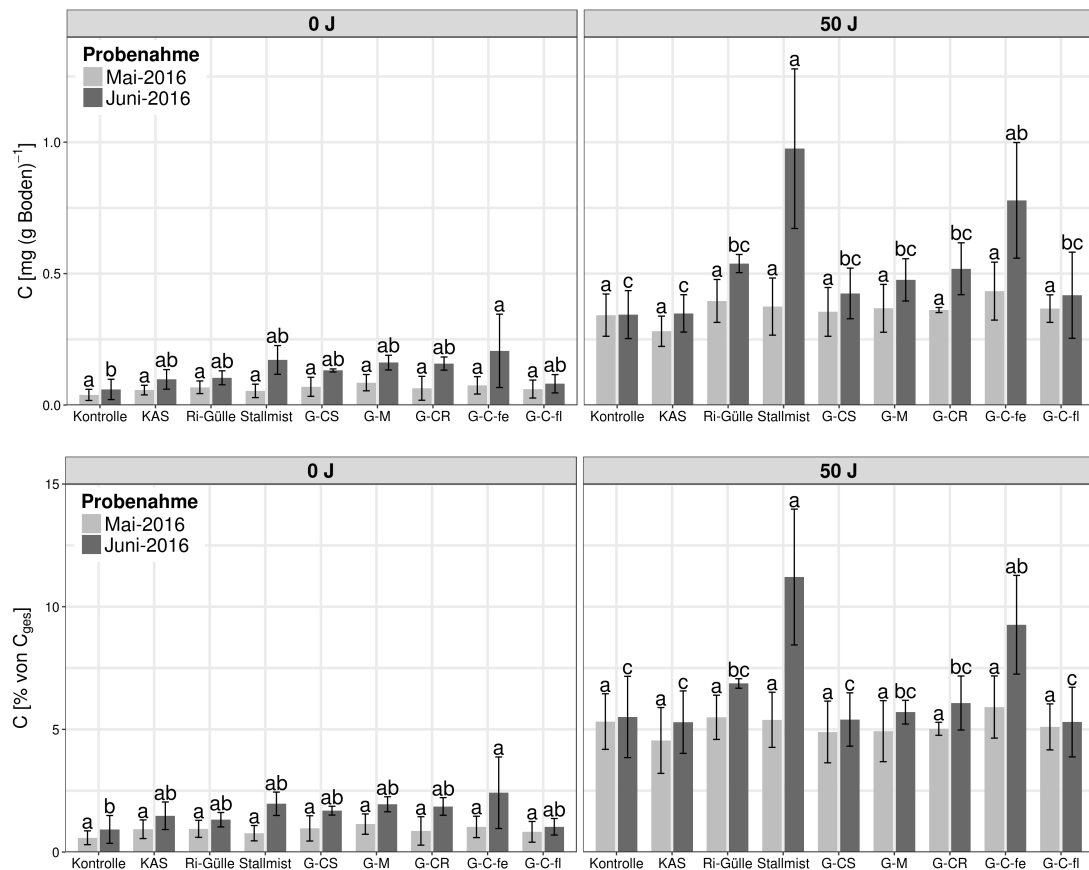


**Abbildung 4.7:** Durch Ultraschalldispargierung und Dichtefraktionierung gewonnene 0J-Fraktion (links) und 50J-Fraktion (rechts)

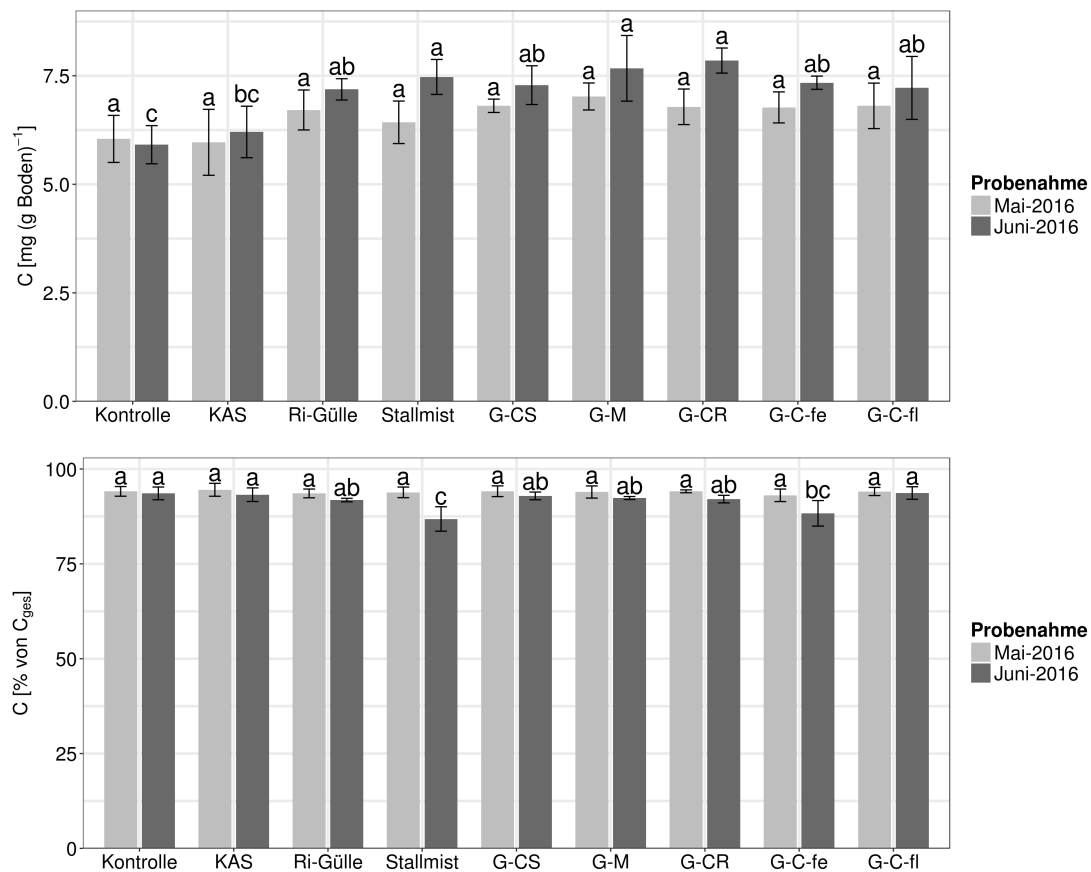
Die Boden- und Gesamt-C-bezogenen Ergebnisse ähnelten sich für die 0J- und 50J-Fraktion (Abbildung 4.8). Die 0J-Fraktion ergab im Mai eine tendenziell geringere C-Menge für die Kontrolle. Im Juni waren die Unterschiede deutlicher und es zeigten sich niedrige Werte für Kontrolle und G-C-fl und höhere Werte für Stallmist und G-C-fe (Kontrolle < G-C-fe). Die C-Mengen in der 50J-Fraktion waren im Mai tendenziell für KAS niedriger und für G-C-fe erhöht. Im Juni ergaben sich signifikant erhöhte C-Mengen für die festen Dünger Stallmist (Stallmist > alle Prüfglieder außer G-C-fe) und G-C-fe (bodenbezogen G-C-fe > Kontrolle und KAS; Gesamt-C-bezogen zusätzlich G-C-fe > G-CS und G-C-fl). Für die C-Mengen in den Sedimenten fanden sich deutliche Unterschiede zwischen der Boden- und Gesamt-C-bezogener Darstellung (Abbildung 4.9). Bodenbezogen ähneln die C-Mengen im Sediment den  $C_{ges}$ -Gehalten im Boden: Im Mai ergaben sich tendenziell geringere Werte für die Kontrolle und KAS gegenüber den organischen Düngern, im Juni waren diese Unterschiede deutlicher und teilweise signifikant. Bezogen auf die Gesamt-C-Menge fanden sich in Entsprechung zu den Ergebnissen für die 50J-Fraktion im Mai nur geringe Unterschiede zwischen den Prüfgliedern und im Juni signifikant geringere Werte für Stallmist und G-C-fe.

Die N-Mengen der Fraktionen ähnelten den Ergebnissen für C und werden daher nicht aufgeführt. In Abbildung 4.10 sind die C:N-Verhältnisse in den drei Fraktionen dargestellt. Durchschnittlich sinken die C:N-Verhältnisse von der 0J-Fraktion (21,7) über die 50J-Fraktion (20,1) zum Sediment (7,2) jeweils signifikant. Signifikante Unterschiede traten in der 50J-Fraktion auf, in der Stallmist ein geringeres C:N-Verhältnis gegenüber der Kontrolle (Mai und Juni) sowie KAS und G-M (Juni) aufwies. Als Tendenz zeigte sich ein geringer Wert für Stallmist auch in der 0J-Fraktion.

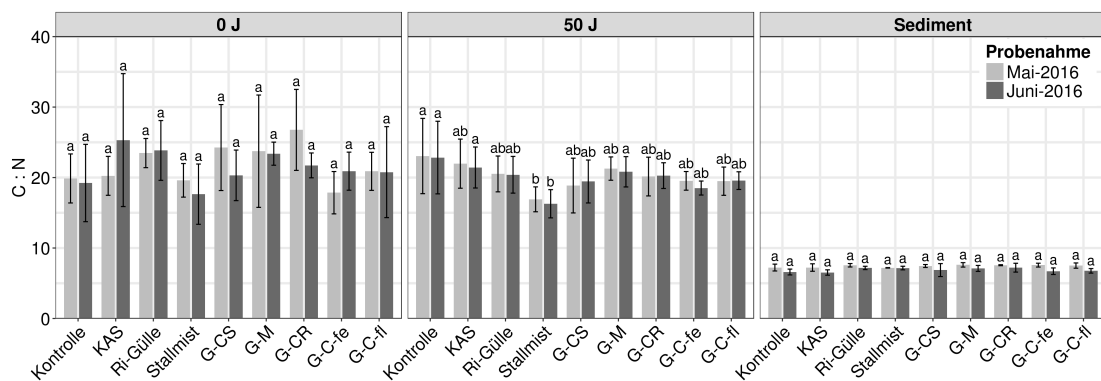
Die im Zuge der  $N_{min}$ -Frühjahrsbestimmung gemessenen Wassergehalte (Abbildung A7) waren 2014 und 2015 für die Kontrolle signifikant höher als für KAS, Ri-Gülle, Stallmist, G-CR und G-C-fe. 2015 ergab sich außerdem Stallmist < G-CS, G-M und G-C-fl sowie KAS < G-C-fl. 2016 traten keine signifikanten Unterschiede auf. Die Wassergehalte der mikrobiologischen Proben, die ebenfalls im Frühjahr direkt nach der Ernte entnommen wurden, aber eine geringere Tiefe abdeckten, sind diesen Ergebnissen ähnlich. Bei den Proben für die Ergosterolbestimmung am 30.06.2016 zeigte sich Kontrolle < G-M.



**Abbildung 4.8:** C-Mengen, die ohne (0J-Fraktion) und mit (50J-Fraktion) Ultraschalldispersion durch Dichtefraktionierung ( $> 1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ) aus dem Boden freigesetzt wurden für die Messtermine Mai und Juni 2016, die C-Mengen beziehen sich auf die luftgetrocknete Boden-Trockenmasse (oben) oder auf die Gesamt-C-Menge ( $C_{\text{ges}}$ ) aller Fraktionen (unten) für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.9:** C-Mengen, die nach Ultraschalldispersion mit  $50 \text{ J mL}^{-1}$  und Dichtefraktionierung ( $> 1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ) im Sediment verblieben für die Messtermine Mai und Juni 2016, die C-Mengen beziehen sich auf die luftgetrocknete Boden-Trockenmasse (oben) oder auf die Gesamt-C-Menge ( $C_{\text{ges}}$ ) aller Fraktionen (unten) für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



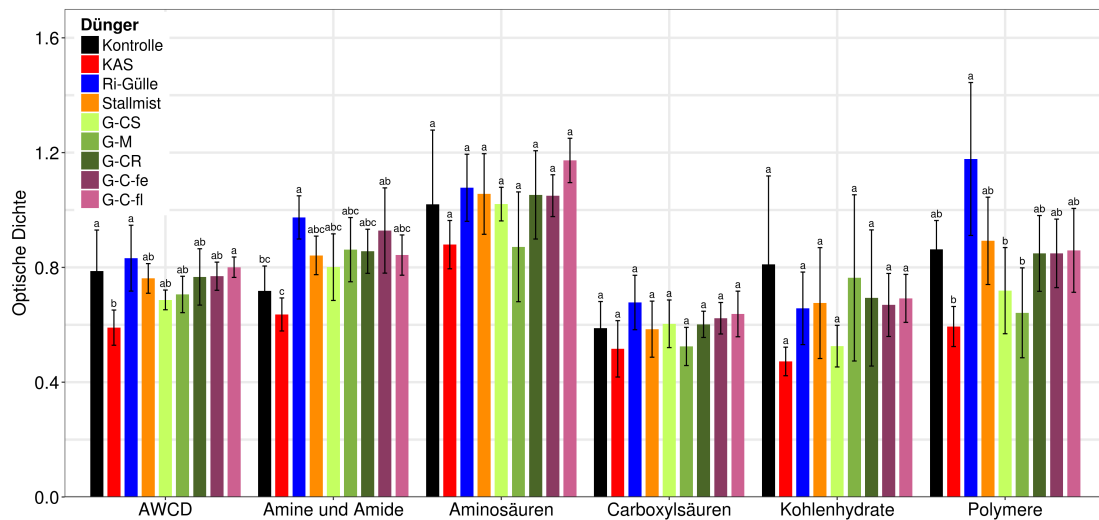
**Abbildung 4.10:** C:N-Verhältnisse in den durch Ultraschalldispersion mit  $50 \text{ J mL}^{-1}$  und Dichtefraktionierung gewonnenen Fraktionen für die Messtermine Mai und Juni 2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

### 4.1.3 Bodenbiologische Untersuchungen im Feldversuch

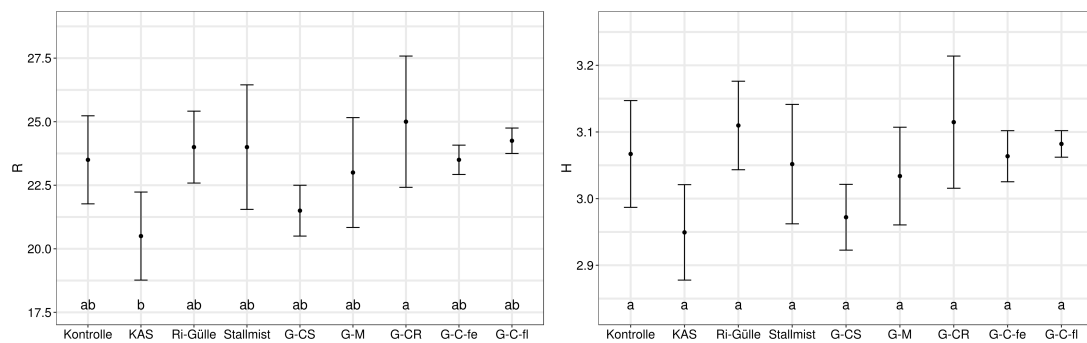
#### 4.1.3.1 Community level physiological profiling

Die nach 192h gemessenen OD sind gemittelt für alle Substrate (AWCD) und gruppiert nach Substratklassen in Abbildung 4.11 dargestellt. Nach 192h ergab sich ein signifikant geringerer AWCD für KAS gegenüber der Kontrolle, Ri-Gülle und G-C-fl. Es ist anzumerken, dass sich nach 72h KAS < G-CR und nach 96h KAS < Kontrolle fand. KAS zeigte in allen Substratklassen eine deutlich verringerte OD. Signifikante Unterschiede traten nach 192h bei den Aminen und Amiden (Ri-Gülle > KAS und Kontrolle sowie G-C-fe > KAS) und bei den Polymeren (Ri-Gülle > KAS, G-CS und G-M) auf. Ein vergleichsweise hoher Wert fand sich für Ri-Gülle insbesondere in den Substratklassen Amine und Amide, Carboxylsäuren und Polymere, der Wert für die Kontrolle war bei den Kohlenhydraten erhöht und G-C-fl hatte bei den Aminosäuren den höchsten Wert. Für die Einzelsubstrate fanden sich signifikante Unterschiede bei drei der vier untersuchten Polymere:  $\alpha$ -Cyclodextrin (Ri-Gülle > alle anderen Prüfglieder), Glycogen (Ri-Gülle > KAS, G-CS, G-M und G-C-fl) und Tween 40 (KAS < G-C-fl). In den anderen Substratklassen ergaben sich signifikante Unterschiede für das Amin Phenylethylamin (KAS < Ri-Gülle, Stallmist, G-M, G-CR und G-C-fe, außerdem Kontrolle < Ri-Gülle, G-CR und G-C-fe), für die Aminosäure L-Threonin (G-M < Kontrolle und G-C-fl), für die Carboxylsäure 4-Hydroxybutansäure (Stallmist < KAS und G-C-fl) und für das Kohlenhydrat D,L- $\alpha$ -Glycerolphosphat (G-M < G-C-fl). Bei der Auswertung der linearen Modelle fand sich für den AWCD ein signifikanter Zusammenhang zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens mit  $r = -0,48$  (Tabelle A7). Die Ergebnisse für die Parameter R und H nach 192h sind in Abbildung 4.12 zu sehen. Für R ergab sich analog zum AWCD ein niedriger Wert für KAS (KAS < G-CR). Für H waren die Relationen zwischen den Prüfgliedern R ähnlich, die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant.

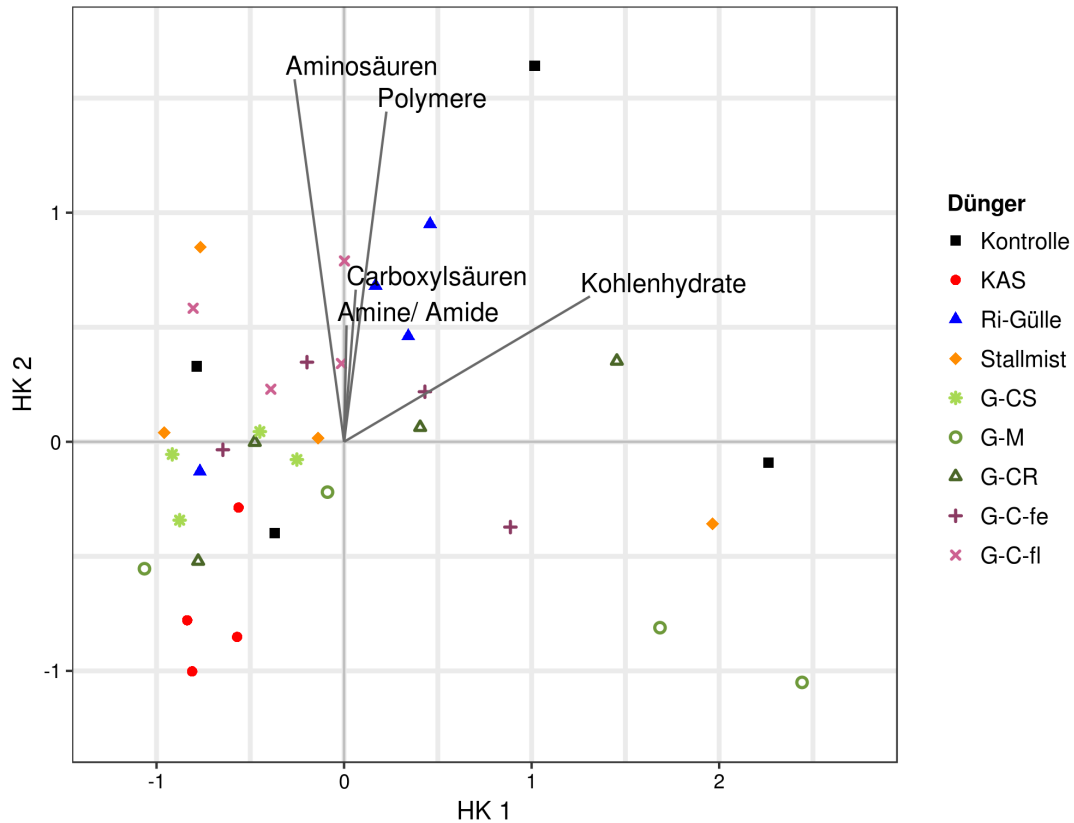
In Abbildung 4.13 ist das Ergebnis der PCA dargestellt. Die HK erklärten 35,7 % (HK 1), 13,1 % (HK 2) und 11,0 % (HK 3) der Varianz. In der Grafik zeigen nähere Punkte eine größere Ähnlichkeit der Proben an. Generell ergab die PCA eine recht große Heterogenität für die Wiederholungen, insbesondere für die Kontrolle, Stallmist und G-M. Für die Prüfglieder KAS, G-CS, G-C-fl und Ri-Gülle deutete sich jedoch eine Clusterbildung an, bei der sich die Proben von KAS gegenüber Ri-Gülle und G-C-fl separierten. Die Gärreste G-CS und G-C-fe gruppierten sich dazwischen. Entlang der HK 1 ergaben sich keine signifikanten Unterschiede. Für die HK 2 fanden sich signifikant geringere Werte für KAS (KAS < Kontrolle, Ri-Gülle und G-C-fl) und für G-M (G-M < Ri-Gülle und G-C-fl) und für die HK 3 ergab sich Ri-Gülle < Kontrolle und KAS. An den Eigenvektoren ist in Abbildung 4.13 ablesbar, dass die düngespezifischen Unterschiede weniger durch Kohlenhydrate als durch die anderen Substratklassen bedingt waren. Alle anderen Substratklassen zeigten zudem einen signifikanten Zusammenhang mit der HK 2. Die Auswertung der linearen Modelle ergab für die HK 1 keine signifikanten Zusammenhänge mit anderen Parametern und für HK 2 einen signifikante Zusammenhang mit dem pH-Wert ( $r = 0,47$ ) und dem  $C_{org}$  des Bodens ( $r = -0,38$ ) (Tabelle A7).



**Abbildung 4.11:** Optische Dichte des Community level physiological profiling nach 192h Platteninkubation durchschnittlich für alle Substrate (AWCD) und gruppiert nach Substratklassen für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.12:** Parameter Richness (R) und Shannon-Weaver-Index (H) des Community level physiological profiling nach 192h Platteninkubation für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.13:** Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse des Community level physiological profiling dargestellt für die erste (HK 1) und zweite Hauptkomponente (HK 2) für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), eingezeichnet sind zusätzlich die Eigenvektoren gemittelt nach Substratklassen

#### 4.1.3.2 Denaturing gradient gel electrophoresis

Die Auswertung der DNA-Konzentration der Bodenproben ergab eine hohe Streuung und keine signifikanten Unterschiede (Abbildung A8). Die Ergebnisse der drei Gelbilder sind in Abbildung A9 dargestellt.

Ein beispielhaftes Dendrogramm der kurvenbasierten Auswertung aller Gele (Auswertemethode a) ist in Abbildung 4.14 zu sehen. Trotz Parametervariation konnte keine Einstellung gefunden werden, bei der die Messwiederholungen (links dargestellt) untereinander eine deutlich höhere Ähnlichkeit zeigten als zu den anderen Proben. Insgesamt ergab sich ein starkes Clustering bezüglich der Gele, welches durch Erhöhung der Parameter sank. Keine Einstellung führte zu einer Gruppierung anhand der Prüfglieder. Die tendenzielle Gruppierung nach dem Block geht mit der Gruppierung nach dem Gel einher.

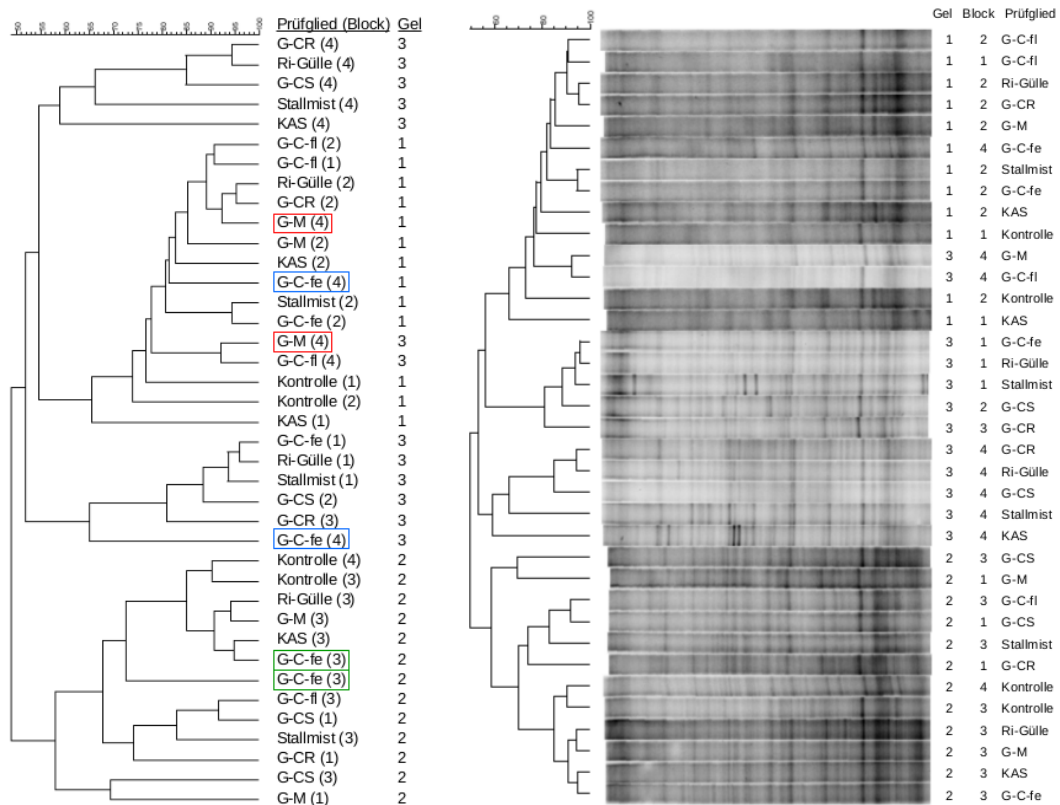
Für die gelweise kurvenbasierte Auswertung (Auswertemethode b) hatten die Parametereinstellungen einen geringen Effekt auf die sich ergebenden Dendrogramme. In Abbildung 4.15 sind die resultierenden Dendrogramme dargestellt. Für Gel 1 ergaben sich die größten Abweichungen zu den restlichen Proben für G-C-fe (Block 4) und KAS (Block 1). Allerdings fanden sich auf dem gleichen Gel Wiederholungen dieser Prüfglieder, die nicht diese Abweichung zeigten. Für Gel 2 ergab sich eine Separierung für G-CR und G-M (beide Block 1), wobei sich eine zweite Wiederholung für G-M (Block 3) nicht separierte. Die beiden Wiederholungsmessungen von G-C-fe (Block 3) hatten mit 80 % eine mittlere Ähnlichkeit. Bei Gel 3 bildeten sich zwei große Cluster. Für G-CR, G-CS, Stallmist und Ri-Gülle befand sich je eine der Wiederholungen in jedem Cluster und für G-C-fe befanden sich beide im selben Cluster. Bei diesem Gel deutete sich eine Block-spezifische Gruppierung an.

Die bandenbasierte Auswertung (Auswertemethode c) ergab ebenfalls eine geringe Wiederholgenauigkeit für die Messwiederholungen (65-90 % je nach Einstellungen), obwohl generell Ähnlichkeiten bis zu 100 % auftraten. Die größte Separierung im Dendrogramm zeigte sich für G-C-fl (Block 4). Analog zu den anderen Auswertemethoden ergab sich durch Parametervariation keine Gruppierung anhand der Prüfglieder.

Die allgemeine Beurteilung der DGGE-Profile ergab  $R_r=218$ . Die Pareto-Lorenz-Kurven sind in Abbildung 4.16 dargestellt. Als Schnittpunkt mit  $x=0,2$  ergaben sich Werte zwischen 33,5 % und 45,5 % ohne systematischen Einfluss durch Dünger oder Gel.

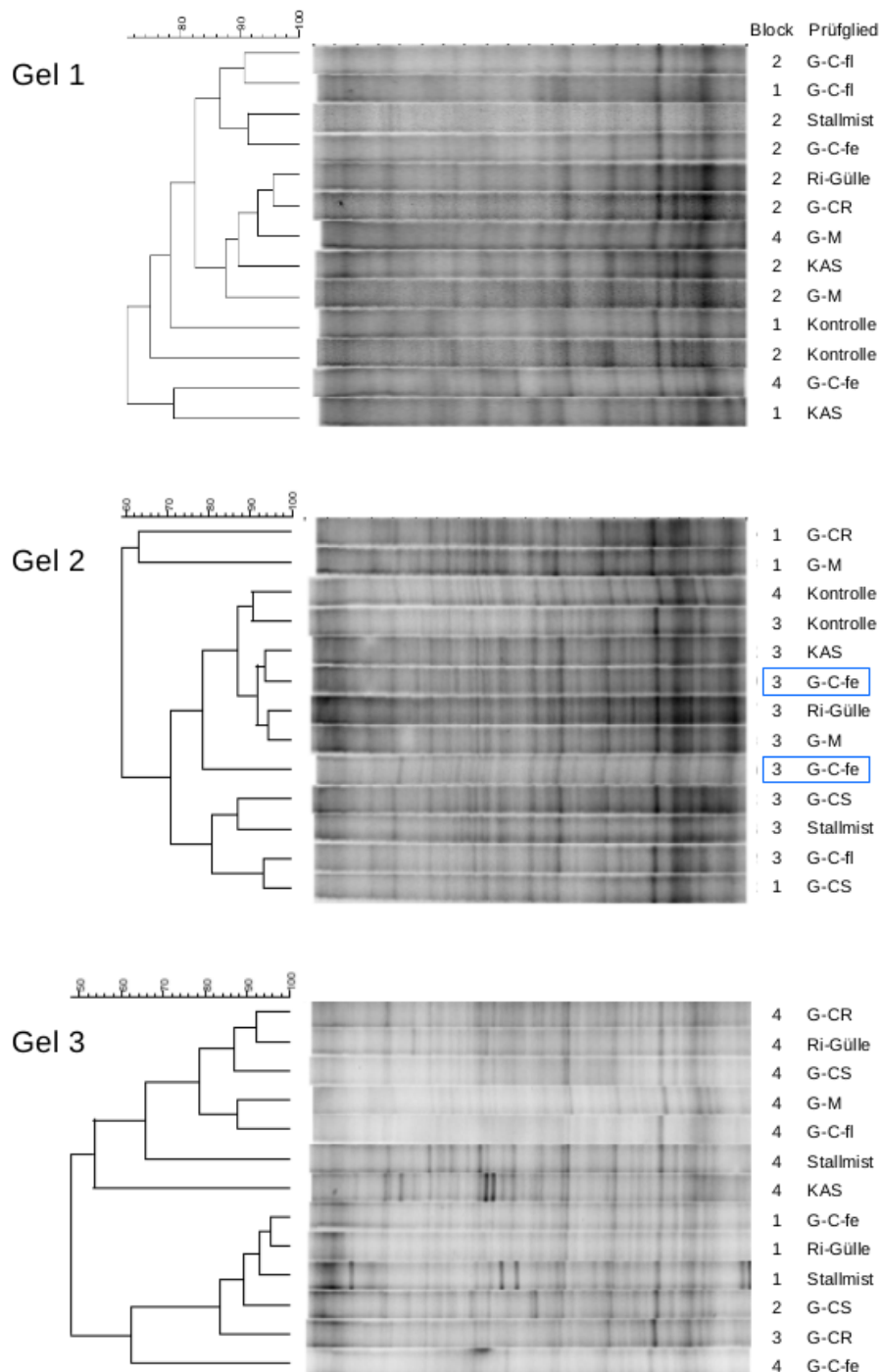
#### 4.1.3.3 Biomasse saprotropher Pilze

Die Ergebnisse der Ergosterolbestimmung sind in Abbildung 4.17 dargestellt. Vom Mai zum Juni 2016 erfolgte ein signifikanter Anstieg der Ergosterolgehalte für alle Prüfglieder. Im Mai ergaben sich signifikant höhere Werte für Ri-Gülle und G-C-fe gegenüber der Kontrolle. Für G-CS und G-C-fl zeigten sich tendenziell geringere Werte. Im Juni ergaben sich deutlichere Unterschiede mit vergleichsweise geringen Werten für die Kontrolle (Kontrolle < G-C-fe), G-CS und G-C-fl (G-C-fl < KAS und G-C-fe). Hohe Gehalte fanden sich für KAS, Stallmist, G-M und G-C-fe. Zu beachten ist, dass durch eine Fehlmessung die statistische Auswertung für G-CS nur für  $n=3$  erfolgte.

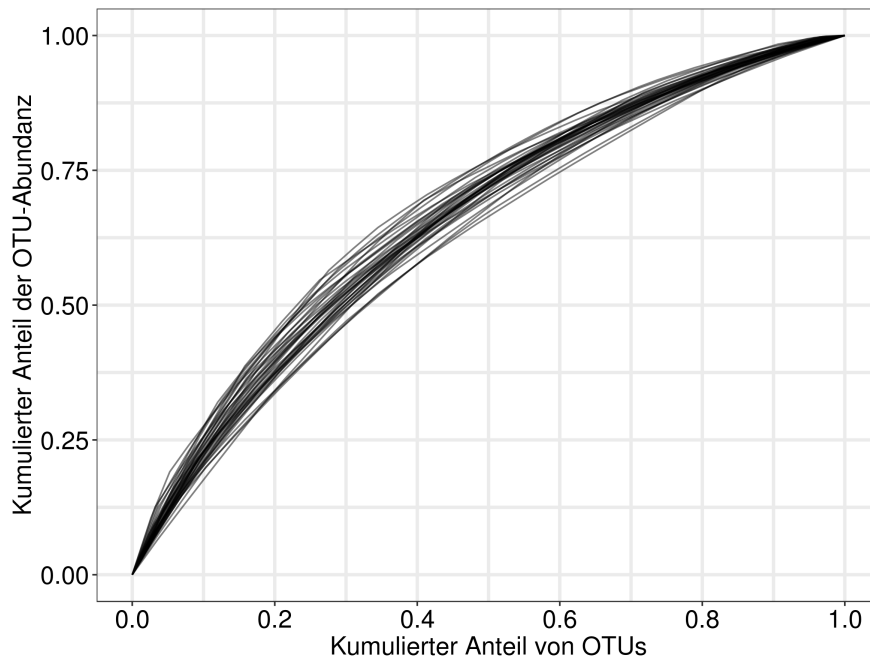


**Abbildung 4.14:** Dendrogramm der Denaturing gradient gel electrophoresis für kurvenbasierte Auswertung aller Gele mit (links) und ohne (rechts) Messwiederholungen, Optimization = 1 % und Curve-Smoothing = 2 % für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)

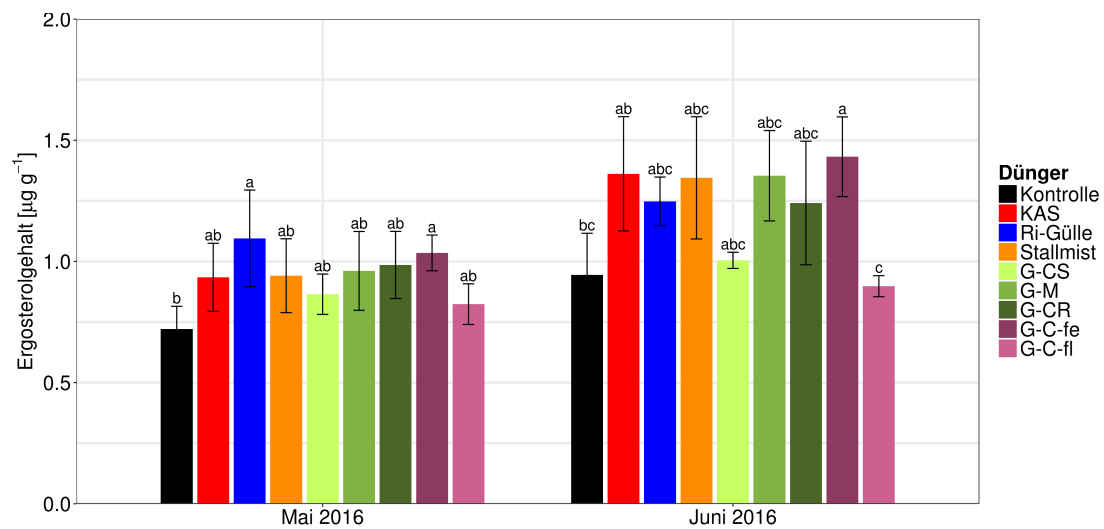




**Abbildung 4.15:** Dendrogramme der Denaturing gradient gel electrophoresis für die kurvenbasierte Auswertung der drei Einzelgele, Optimization = 3 % und Curve-Smoothing = 2 % für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)



**Abbildung 4.16:** Pareto-Lorenz-Kurven für alle Proben der Denaturing gradient gel electrophoresis



**Abbildung 4.17:** Ergosterolgehalt im Boden (0–10 cm) vor (Mai 2016) und nach (Juni 2016) der Frühjahrsdüngung 2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

Die Auswertung der linearen Modelle ergab signifikante Zusammenhänge mit vielen Parametern (Tabelle A8): Für Mai mit gedüngter Menge an mineralischem N und Ausgleichs-N ( $r=0,48$  bzw.  $r=0,38$ ), TME ( $r=0,46$ ),  $K_{DL}$  und  $P_{DL}$  ( $r=-0,45$  bzw.  $r=-0,39$ ), Stabilitätsindex ( $r=-0,43$ ), gedüngter Zellulosemenge ( $r=0,42$ ) und dem pH-Wert des Bodens ( $r=-0,39$ ). Für Juni fanden sich ähnliche Zusammenhänge und Schätzwerte mit dem Unterschied, dass sich ein signifikanter Zusammenhang mit dem  $C_{org}$ :N-Verhältnis des Düngers ( $r=0,53$ ), aber nicht mit dem pH-Wert oder  $P_{DL}$  ergab.

#### 4.1.4 Pflanzenbauliche Untersuchungen im Feldversuch

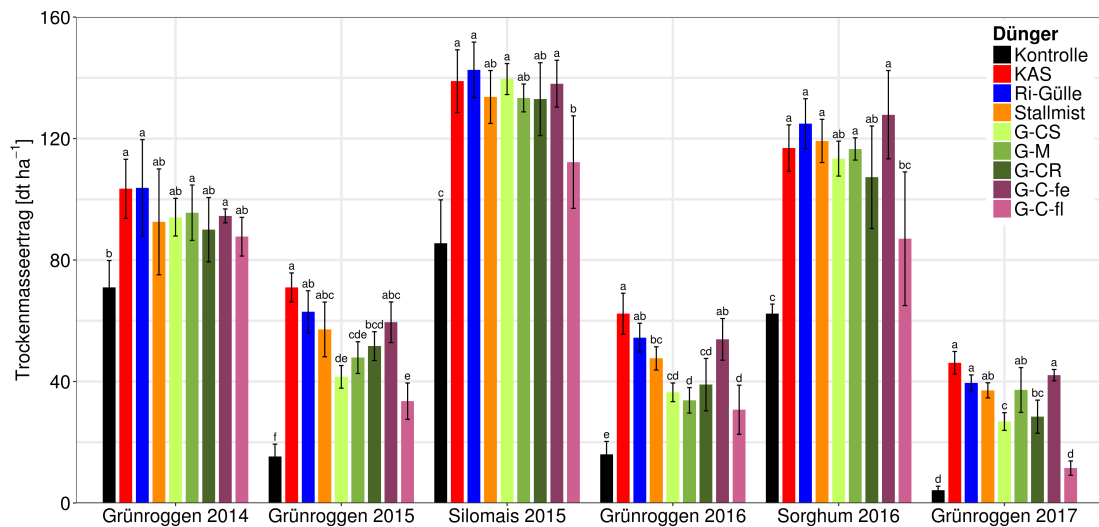
##### 4.1.4.1 Erträge

Die TME für den Zeitraum 2014–2017 sind in Abbildung 4.18 dargestellt. Als Zusatzinformation sind die Ergebnisse aus dem Vorgängerprojekt in Abbildung A10 zu finden.

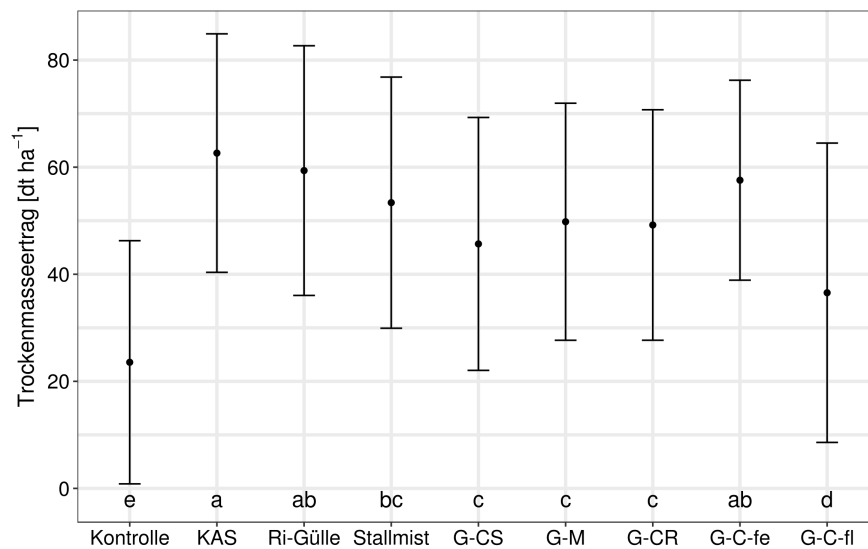
Für Grünroggen ergaben sich im Jahr 2014 die höchsten Erträge und die geringsten Unterschiede zwischen den Prüfgliedern. Es fanden sich nur signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle. 2015–2017 ergaben sich insgesamt geringere TME und auch signifikante Unterschiede innerhalb der gedüngten Prüfglieder. Generell zeigten sich häufig hohe Erträge für KAS, Ri-Gülle und G-C-fe und geringe Erträge für G-C-fl. Signifikant geringere TME gegenüber KAS traten 2015 und 2016 für vier und 2017 für drei Gärreste auf. Insgesamt erreichte im Zeitraum 2014–2017 G-C-fl 24,9–84,8 % und die übrigen Gärreste 54,2–92,4 % von KAS. Der TME des Prüfglieds Ri-Gülle war dem von KAS ähnlich. Für Stallmist fanden sich gegenüber KAS durchgängig tendenzielle Mindererträge und 2016 ein signifikant geringerer Ertrag. Die zeitübergreifende Auswertung der Düngeunterschiede (Abbildung 4.19) ergab einen signifikant geringeren Ertrag gegenüber KAS für alle Prüfglieder außer Ri-Gülle und G-C-fe. Zudem hatten die unseparierten Gärreste und G-C-fl einen signifikant geringeren TME gegenüber Ri-Gülle. Innerhalb der Gärreste fand sich  $G-C-fe > unseparierte\ Gärreste > G-C-fl$ . Für den TME ergaben sich signifikante Zusammenhänge mit den Parametern Anteil gedüngter Ausgleichs-N am  $N_{ged}$  (positiver Zusammenhang), gedüngte Ligninmenge (negativer Zusammenhang), gedüngter P (negativer Zusammenhang) und  $C_{org}$  des Bodens (positiver Zusammenhang) mit  $R^2=0,94$  (Tabelle A5).

Silomais erzielte 2015 einen Frischmasseertrag von durchschnittlich  $451,5\text{ dt ha}^{-1}$  und einen TME von  $133,9\text{ dt ha}^{-1}$  (je ohne Kontrolle). Der TME war für die Kontrolle gegenüber allen gedüngten Prüfgliedern und für G-C-fl gegenüber KAS, Ri-Gülle, G-CS und G-C-fe signifikant geringer. Relativ zu KAS erreichte G-C-fl 80,8 % und die anderen Gärreste 95,7–100,5 %. Bei den Ergebnissen des Vorgängerprojekts zeigten sich 2011 keine signifikanten Unterschiede der TME zwischen den gedüngten Prüfgliedern. Die Erträge von 2013 waren durch witterungsbedingte Lagerbildung nicht auswertbar.

Eine Erhebung des TME für Sorghum 2014 war aufgrund von starker Lagerbildung nicht möglich. 2016 erzielte Sorghum einen Frischmasseertrag von  $409,9\text{ dt ha}^{-1}$  und einen TME von  $114,1\text{ dt ha}^{-1}$  (je ohne Kontrolle). Analog zum Silomais lag der TME der Kontrolle signifikant unter allen anderen Prüfgliedern (mit Ausnahme von G-C-fl).



**Abbildung 4.18:** Trockenmasseerträge des Feldversuchs für den Zeitraum 2014–2017 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.19:** Zeitübergreifende Auswertung der Düngeunterschiede für den Trockenmasseertrag des Grünroggens im Feldversuch für den Zeitraum 2012–2017 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), Auswertung als Linear Mixed Model mit Dünger und Block als Fixed Faktor und Zeit als Random Faktor

G-C-fl erzielte den geringsten Ertrag der gedüngten Prüfglieder (G-C-fl < KAS, Ri-Gülle, Stallmist, G-M und G-C-fe). Der TME von G-C-fl erreichte 74,5 % von KAS und der der anderen Gärreste 91,8–109,4 %. Im Vorgängerprojekt zeigten sich im Jahr 2012 ähnliche Relationen zwischen den Prüfgliedern.

#### 4.1.4.2 N-Entzug und Trockensubstanzgehalt

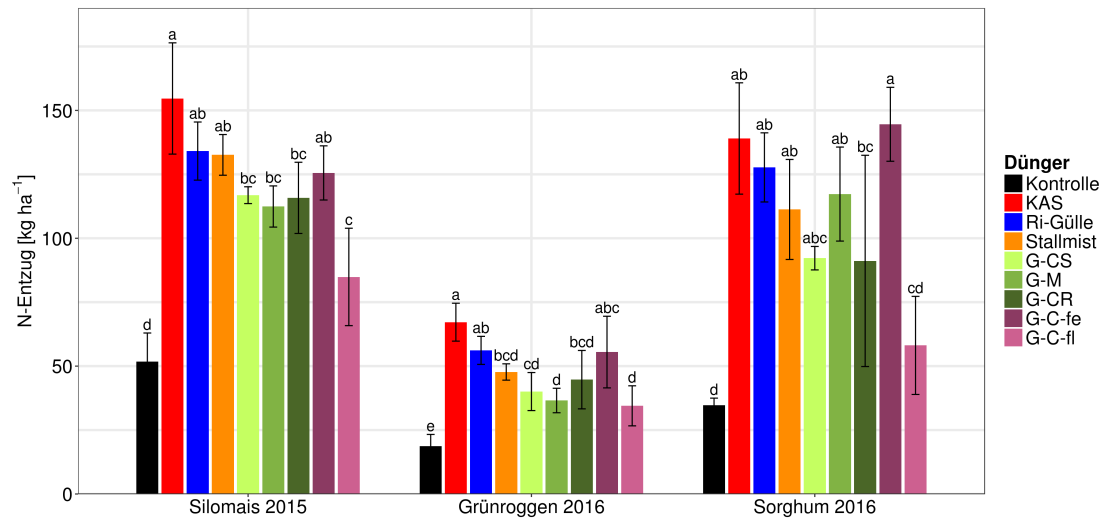
Die N-Entzüge durch die Kulturpflanzen sind in Abbildung 4.20 dargestellt. Für Silomais 2015 und Sorghum 2016 ergaben sich größere Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern als für den TME, da die Unterschiede durch die N-Gehalte der Pflanzen bedingt waren (Abbildung A11). Bei Silomais war der N-Entzug für KAS deutlich erhöht (KAS > alle Gärreste außer G-C-fe) und für G-C-fl verringert (G-C-fl < KAS, Ri-Gülle, Stallmist und G-C-fe). Bei Sorghum zeigten sich für die gedüngten Prüfglieder die höchsten N-Entzüge für KAS und G-C-fe (G-C-fe > G-CR und G-C-fl) und ein geringerer N-Entzug für G-C-fl (G-C-fl < alle gedüngten Prüfglieder außer G-CS und G-CR). Für Grünroggen 2016 ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in den N-Gehalten, sodass die N-Entzüge im Wesentlichen die TME-Unterschiede widerspiegeln.

Der TS der geernteten Ganzpflanzen lag für Grünroggen zwischen 18,7 und 26,1 %, für Silomais 2015 bei durchschnittlich 29,4 % und für Sorghum 2016 bei durchschnittlich 27,9 %. Bei Grünroggen traten teilweise signifikant erhöhte TS für die Kontrolle und G-C-fl und niedrigere Werte für KAS und G-C-fe auf. Für Silomais 2015 war der TS der Kontrolle signifikant geringer als G-CS und G-M und für Sorghum fanden sich keine signifikanten Unterschiede.

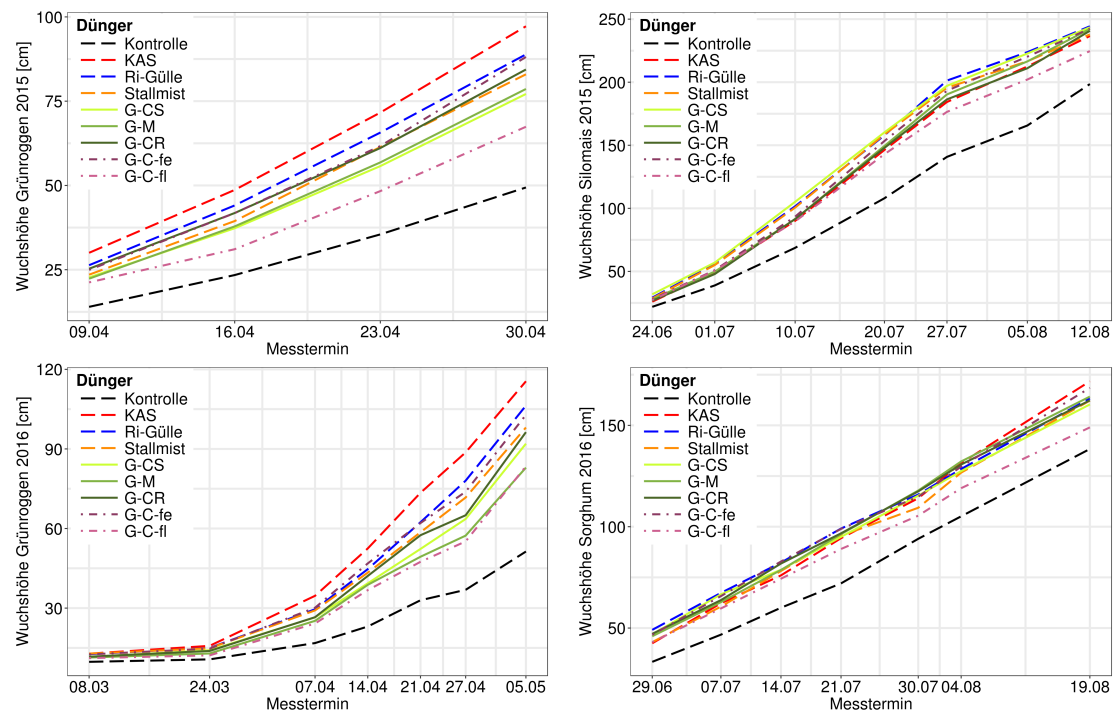
#### 4.1.4.3 Wuchshöhe, Blattflächenindex, Blattfarbe

Der Verlauf der Wuchshöhe für die Kulturen 2015–2016 ist in Abbildung 4.21 dargestellt. Die genauen Werte sind mit der statistischen Auswertung in Tabelle A9 zu finden. Signifikante größere Wuchshöhen der gedüngten Prüfglieder gegenüber der Kontrolle traten zu allen Messterminen auf. Analog zum TME waren die Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern beim Grünroggen ausgeprägter als für Silomais und Sorghum. Für Grünroggen fanden sich signifikante Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern 2015 ab Mitte April (BBCH 26-30) und 2016 ab Ende März (BBCH 23-24) jeweils bis zur Ernte. Dabei zeigten analog zum TME häufig KAS und Ri-Gülle hohe und G-C-fl, G-CS und G-M niedrige Wuchshöhen. Für Silomais 2015 ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern im Zeitraum 24.06.–27.07.2015 (BBCH 15-51) und für Sorghum 2016 am 19.08.2016 (BBCH 43-51). Es erfolgte somit bei Silomais nach der Blüte wieder ein Angleichen der Unterschiede (für Sorghum erfolgten keine weiteren Messungen). Für Silomais fanden sich signifikant größere Wuchshöhen für G-CS (G-CS > KAS, G-CR und G-C-fl) im Zeitraum 24.06.–10.07.2015 und für Ri-Gülle (Ri-Gülle > G-C-fl) am 27.07.2015. Diese beiden Prüfglieder erzielten auch die höchsten TME. Für Sorghum wies G-C-fl am 19.08.2016 eine signifikant geringere Wuchshöhe gegenüber KAS und G-C-fe auf. Mit Ausnahme des Stallmists (tendenziell geringere Wuchshöhen aber hoher TME) ergaben sich somit für Sorghum ebenfalls ähnliche Relationen wie beim TME.

#### 4 Ergebnisse



**Abbildung 4.20:** N-Entzüge für die Kulturen Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 des Feldversuchs für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.21:** Verlauf der Wuchshöhe im Feldversuch für die Kulturen 2015–2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)

Die Ergebnisse des LAI sind in Abbildung 4.22 dargestellt. Es fanden sich analog zum TME und der Wuchshöhe für den Grünroggen die größten Unterschiede. Es ergaben sich ebenfalls analoge Relationen zwischen den gedüngten Prüfgliedern mit hohen Werten für KAS, Ri-Gülle und G-C-fe und niedrigen Werten für G-C-fl, G-CS und G-M. Für Silomais 2015 zeigten sich neben signifikanten Unterschieden zur Kontrolle ein signifikant höherer LAI für G-CS und Ri-Gülle gegenüber KAS. Diese Ergebnisse ähnelten der Wuchshöhe zum selben Zeitpunkt, der TME hatte allerdings für KAS ein hohes Niveau. Für Sorghum ergab der LAI keine signifikanten Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern, analog zur Wuchshöhe zum selben Zeitpunkt. Es fand sich aber wie beim TME für G-C-fl auch ein geringer LAI.

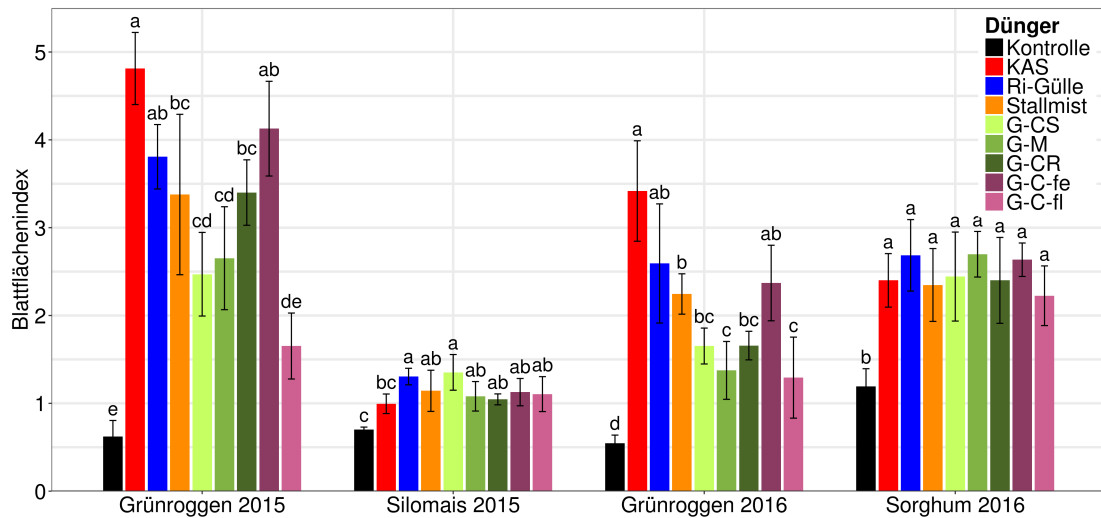
Die im Sorghum 2016 gemessene Blattfarbe ist in Abbildung 4.23 dargestellt. Die Ergebnisse beider Messungen sind ähnlich und ergaben signifikante Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern. Hohe Werte ergaben sich für KAS, Ri-Gülle und G-C-fe und niedrige für G-C-fl, G-CS und G-CR.

#### 4.1.4.4 Entwicklung

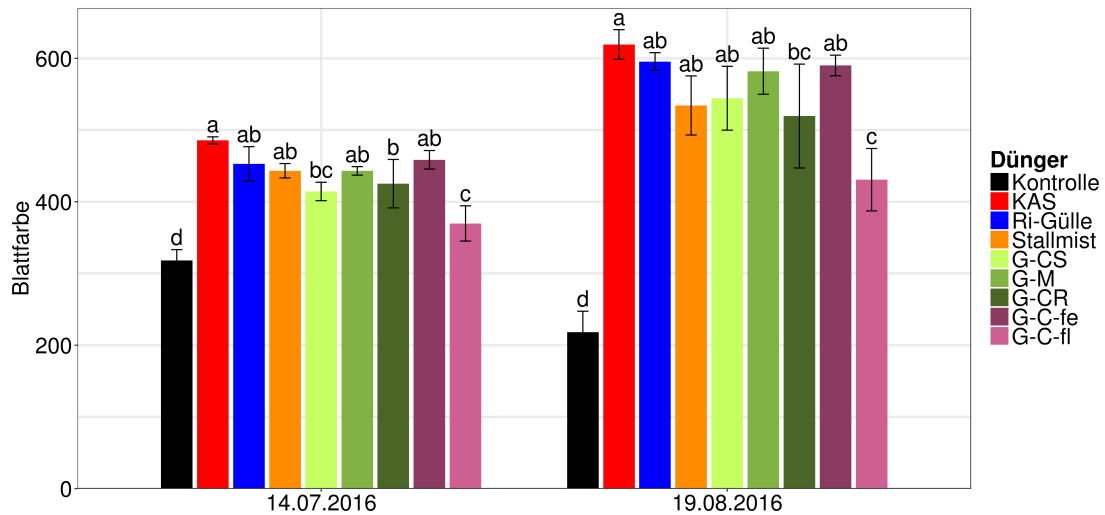
In der Entwicklung der Pflanzen fanden sich insgesamt nur geringe Unterschiede zwischen den Prüfgliedern. Bei Silomais 2015 und Sorghum 2016 war die Entwicklung der Kontrolle bis zur Blüte um etwa eine Woche verlangsamt. Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern waren für alle untersuchten Kulturen gering und nicht systematisch (mit Ausnahme der Bestockung beim Grünroggen). Zur Ernte traten bei keiner Kultur Unterschiede im Makrostadium zwischen den Prüfgliedern auf. Ein Überblick über den allgemeinen Verlauf der Entwicklung der Kulturen ist in Tabelle A10 zu finden. In Abbildung 4.24 ist das Ergebnis der Bestimmung der Bestockungstriebe im Frühjahr 2016 im Grünroggen dargestellt. Am 19.02.2016 fanden sich signifikante Unterschiede aller gedüngter Prüfglieder zur ungedüngten Kontrolle sowie tendenziell erhöhte Werte für KAS und niedrige Werte für G-C-fl. Am 08.03.2016 ergaben sich signifikant höhere Bestockungszahlen gegenüber der Kontrolle für alle gedüngten Prüfglieder außer G-C-fl. Zusätzlich war  $G-C-fl < KAS$  und Ri-Gülle.

#### 4.1.4.5 Zusammenhänge zwischen den pflanzenbaulichen Parametern

Die Ergebnisse der linearen Modelle sind in Tabelle A11 zu finden. Es ergaben sich zwischen allen untersuchten pflanzenbaulichen Parametern für alle Zeitpunkte signifikante Zusammenhänge. Zwischen dem TME und dem N-Entzug war  $r=0,88-0,96$ . Der stärkste Zusammenhang fand sich für Grünroggen. Der Zusammenhang zwischen dem TME und der Wuchshöhe stieg in der Regel mit der Standzeit der Kultur auf Werte von  $r>0,85$ . Die Beziehung zwischen der Wuchshöhe und dem N-Entzug verlief ähnlich mit etwas geringeren  $r$  (alle Kulturen erreichten  $r>0,75$ ). Für die Parameter LAI und TME fand sich ein stärkerer Zusammenhang für Grünroggen ( $r=0,90-0,94$ ) als für Sorghum und Silomais ( $r=0,67-0,72$ ), die kurz vor der Ernte gemessenen Wuchshöhen hingen allerdings stärker mit dem TME zusammen. Die Blattfarbe des Sorghum zeigte einen etwa ähnlichen Zusammenhang bezüglich der Parameter TME und N-Entzug. Die Anzahl an Bestockungstrieben ergab bereits im Februar einen signifikanten Zusammenhang mit

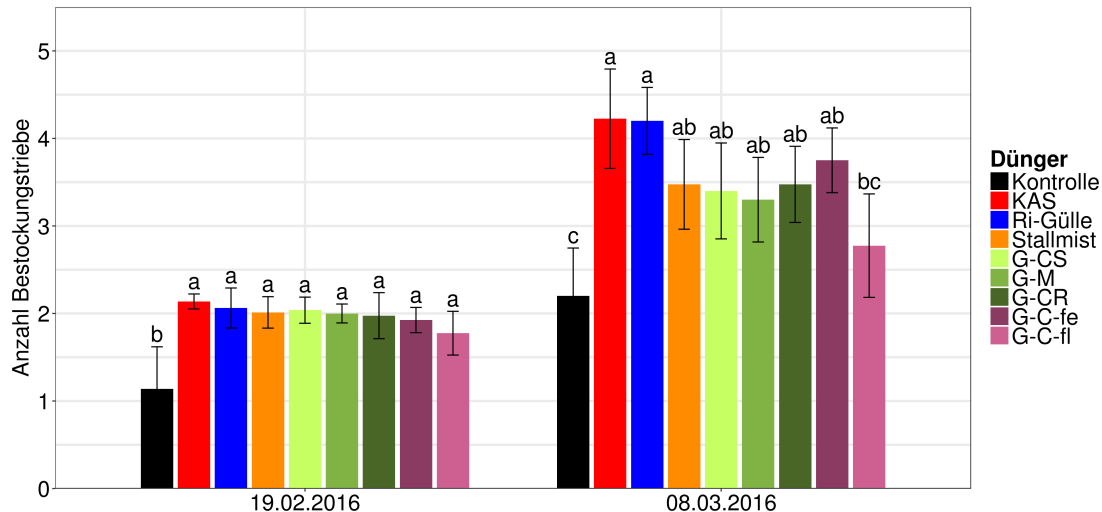


**Abbildung 4.22:** Blattflächenindex gemessen in den Kulturen Grünroggen 2015, Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 zu den Daten 23.04.2015, 20.07.2015, 21.04.2016 und 30.07.2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung 4.23:** Blattfarbe gemessen im Sorghum am 14.07.2016 und 19.08.2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )





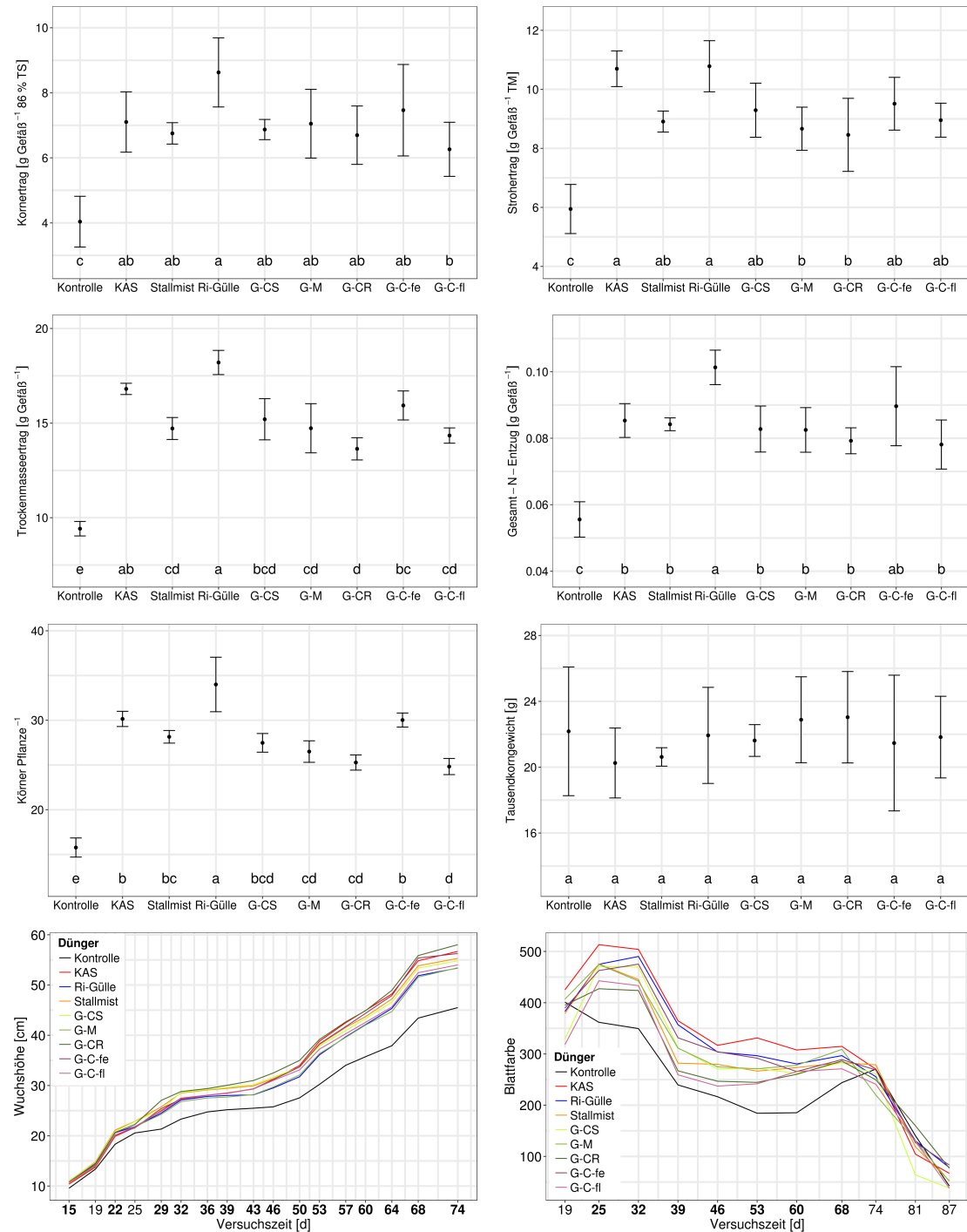
**Abbildung 4.24:** Anzahl Bestockungstriebe des Grünroggens bestimmt am 19.02.2016 und 08.03.2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

TME und N-Entzug (beide  $r=0,65$ ), im März war  $r$  ähnlich der Beziehung zwischen TME und Wuchshöhe zum gleichen Messtermin.

## 4.2 Gefäßversuch zur N-Nachlieferung

In Abbildung 4.25 sind die Ergebnisse des Gefäßversuches dargestellt. Die Kontrolle ergab gegenüber allen anderen Prüfgliedern einen signifikant geringeren Ertrag für Korn, Stroh und TM. Innerhalb der gedüngten Prüfglieder fand sich für den Kornertrag Ri-Gülle > G-C-fl und für den Strohertrag KAS und Ri-Gülle > G-M und G-CR. Für den Gesamt-TME war Ri-Gülle > alle anderen organisch gedüngten Prüfglieder sowie KAS > Stallmist, G-M, G-CR und G-C-fl. Der Gesamt-N-Entzug war für Ri-Gülle gegenüber allen anderen Prüfgliedern außer G-C-fe signifikant erhöht. Deutliche Unterschiede fanden sich ebenfalls in der Kornzahl Pflanze<sup>-1</sup>: Ri-Gülle > alle Prüfglieder sowie KAS und G-C-fe > G-M, G-CR und G-C-fl. Für das TKG ergaben sich für die Prüfglieder durchschnittliche Werte von 20,3–23,0g und keine Signifikanzen. Die detaillierten Ergebnisse für Wuchshöhe und Blattfarbe sind in Tabelle A12 zu finden. Ab Tag 29 hatte die Kontrolle gegenüber den anderen Prüfgliedern durchgängig eine signifikant geringere Wuchshöhe. Unter den gedüngten Prüfgliedern zeigte G-CR tendenziell hohe Werte (zeitweise G-CR > KAS, Ri-Gülle, G-M und G-C-fl) und Ri-Gülle, G-M und G-C-fl niedrige Werte. Zeitweise ergaben sich ebenfalls signifikant erhöhte Werte für G-CS (G-CS > G-M und Ri-Gülle), KAS (KAS > G-M und Ri-Gülle) und Stallmist (Stallmist > Ri-Gülle). Für die Blattfarbe fanden sich signifikant geringere Werte der Kontrolle für die Versuchstage 25–68 gegenüber KAS, Ri-Gülle, Stallmist, G-CS und G-M. Zwischen den gedüngten Prüfgliedern traten signifikante Unterschiede nur für die Versuchstage 32–53 auf: Zeitweise waren KAS, Ri-Gülle und G-C-fe > G-CR und G-C-fl.

#### 4 Ergebnisse



**Abbildung 4.25:** Ergebnisse des Gefäßversuches: Kornertrag bezüglich 86% Trockensubstanzgehalt (TS), Strohertrag bezüglich Trockenmasse (TM), Trockenmasseertrag, Gesamt-N-Entzug, Körner Pflanze<sup>-1</sup>, Tausendkorngewicht, Wuchshöhe und Blattfarbe für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test (n = 4,  $\alpha = 0,05$ ), für Wuchshöhe und Blattfarbe sind Tage mit signifikanten Unterschieden fett markiert

## 5 Diskussion

In dieser Arbeit wurden Wirkungen der Düngung mit Gärresten auf Boden und Pflanze im Rahmen eines mehrjährigen Feldversuchs untersucht. Dabei sollte die Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit möglichst umfassend charakterisiert werden. Im Folgenden werden die angewendeten Methoden bewertet und die Ergebnisse in den Stand des Wissens eingeordnet, um die Bedeutung der Ergebnisse abschätzen zu können und allgemeine Aussagen hinsichtlich einer Beurteilung der Nutzung von Gärresten als Dünger im Pflanzenbau zu ermöglichen.

### 5.1 Allgemeine Beurteilung des Feldversuchs

Die Besonderheit des hier vorgestellten Feldversuchs liegt in der  $C_{org}$ -basierten Mengenkalkulation, die für die verschiedenen Dünger eine intensive Untersuchung der Humusdynamik und damit in Verbindung stehenden physikalischen und biologischen Prozesse ermöglicht. Im Rahmen der Literaturrecherche (Abschnitt 2.1.1) wurde kein vergleichbarer Versuch gefunden. Mit einer Laufzeit von sechs Jahren ist es bereits jetzt einer der längsten Feldversuche mit Gärrestdüngung. Auch der Einbezug von fünf verschiedenen Gärresten und die Vergleichbarkeit zu ausschließlicher Mineraldüngung und weiteren organischen Düngern unter Feldbedingungen stellt eine Besonderheit dar. Weiterhin wurden bodenphysikalische und -biologische Wirkungen bisher wenig für die spezifischen Standorteigenschaften (sandiger Boden und relativ geringe Jahresniederschläge) untersucht.

Die in dieser Arbeit verwendeten Gärreste hatten im Wesentlichen die in der Literatur beschriebenen charakteristischen Eigenschaften (Abbildungen 3.2, A1 und A2). Gegenüber Ri-Gülle ergab sich ein signifikant höherer pH-Wert für alle Gärreste. Ein erhöhter  $NH_4^+$ -N-Anteil am Gesamt-N zeigte sich gegenüber Stallmist deutlicher als im Vergleich zu Ri-Gülle. Mit Ausnahme von G-C-fe bestätigte sich weiterhin ein deutlich verringertes  $C_{org}$ :N-Verhältnis. Die Inkubationsversuche sowie die Ligningehalte bestätigten eine höhere Stabilität aller Gärreste gegenüber Ri-Gülle sowie erhöhte Werte für G-C-fe im Vergleich zu G-C-fl. Die Ergebnisse für den Stabilitätsindex wichen von denen des Inkubationsversuchs ab und sind daher wahrscheinlich weniger gut zur Beschreibung der Stabilitätsverhältnisse geeignet. Ein geringer TS der Gärreste war nur gegenüber Stallmist nachweisbar, wahrscheinlich da die in den Anlagen verwendeten NawaRo den TS erhöhen. Auch Göhler und Emmerling (2007) sowie Risberg u. a. (2017) fanden keinen Unterschied im TS zwischen unvergorenen und cofermentierten Gülle. Der P-Gehalt war nur für einige Gärreste tendenziell erhöht. Für monovalente Kationen bestätigten sich erhöhte Gehalte nur für K bei G-C-fl und tendenziell bei G-M, aber nicht für Natrium. Erhöhte Schwermetallgehalte fanden sich nur vereinzelt bei Zn und Cd für cofermentierte Gärreste.

Die aus der Literatur bekannte Heterogenität der Gärresteigenschaften zwischen verschiedenen Anlagen bestätigte sich in dieser Arbeit. Neben teilweise auftretenden signifikanten Unterschieden zwischen den unseparierten Gärresten (z.B. für TS,  $\text{NH}_4^+$ -N oder Lignin), die wahrscheinlich mit der variierenden Substratzusammensetzung in Verbindung stehen, zeigten insbesondere die separierten Gärreste spezifische Eigenschaften. Der für die Festfraktion erhöhte TS, pH-Wert und Ligningehalt sowie verringerte Gehalte an  $\text{NH}_4^+$ -N und K entsprechen den Erwartungen. Abweichend von der Literatur ergab sich durch die Separation eine P-Anreicherung in der Flüssigfraktion. Dies deutet auf eine gute P-Löslichkeit in der Flüssigfraktion hin.

Die Eigenschaften von Stallmist ergaben eine hohe zeitliche Variabilität, da es sich um ein relativ heterogenes Material handelt und der Rottegrad des eingesetzten Materials im Versuchsverlauf variierte. Wie die Inkubationsversuche aus Nielsen u. a. (2017) zeigten, ist der Rottegrad des Stallmists für die Abbaustabilität ein entscheidendes Kriterium beim Vergleich mit Gärresten und somit wahrscheinlich auch für die C- und N-Dynamik im Feld. Stallmist ist eine wichtige Vergleichsbasis, da langfristige Effekte dieses Düngers in Dauerversuchen bereits gut untersucht wurden (Powlson 2008; Diacono und Montemurro 2010). In der Literatur finden sich allerdings selten Angaben zum Rottegrad. Zusätzlich wird die Einordnung der Ergebnisse durch die uneindeutige Verwendung des Begriffes „manure“ für flüssige und feste tierische Ausscheidungen erschwert (Alburquerque u. a. 2012b; Assefa u. a. 2004; Vaneeckhaute u. a. 2013; Nyberg u. a. 2006). In diesem Versuch ist zusätzlich problematisch, dass die Berechnung der Düngemengen aller Prüfglieder auf Stallmist basiert, wodurch die gedüngten  $\text{C}_{\text{org}}$ - und N-Mengen im Versuchszeitraum variieren (Tabelle 3.2).

Es ist generell zu beachten, dass die gewählte Mengenkalkulationsbasis des Versuchs wahrscheinlich einen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Das  $\text{C}_{\text{org}}$ -basierte Versuchsdesign spiegelt hauptsächlich die unterschiedliche Struktur der Organik wider. Die Ausgleichsdüngung wurde gewählt, um die Effekte von variierendem Pflanzenwachstum auf die untersuchten Parameter zu minimieren und praxisübliche Erträge zu erzielen. Durch den variierenden Anteil an Ausgleichsdüngung veränderten sich aber die Verhältnisse der N-Düngereigenschaften im Vergleich zu den Düngereigenschaften (Abbildungen 3.2–3.3). Stallmist und G-C-fe hatten beispielsweise signifikant erhöhte  $\text{N}_{\text{org}}$ -Anteile am Gesamt-N im Ausgangsmaterial, aufgrund des hohen  $\text{C}_{\text{org}}$ :N-Verhältnisses und der  $\text{C}_{\text{org}}$ -basierten Düngung wurde aber mit Stallmist und G-C-fe mengenmäßig weniger N aus organischer Düngung ausgebracht, sodass sich die gedüngte  $\text{N}_{\text{org}}$ -Menge nicht mehr von den anderen Prüfgliedern unterschied. Für  $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung ähnelten die Relationen zwischen den Prüfgliedern für die gedüngten Mengen etwa den Gehalten im Dünger. Bei P, K und Lignin spiegelten die gedüngten Mengen ebenfalls etwa die Düngereigenschaften wider, sodass sich bei einem TM-basierten Versuch ähnliche Relationen ergeben würden. In der Literatur wird häufig eine N-basierte Mengenkalkulation gewählt, wenn die N-Düngewirkung im Vordergrund steht. Durch die geringeren  $\text{C}_{\text{org}}$ :N-Verhältnisse der Gärreste würden in einem solchen Versuchsdesign die Gärrestvarianten deutlich weniger C erhalten und andere Versuchsergebnisse wären möglich. Die hier durchgeführte Kombination organischer und mineralischer Dünger ist allerdings ebenfalls praxisnah (Diacono und Montemurro 2010). Auch Möller (2015) thematisiert, dass für den Vergleich von Gärresten mit anderen organischen Düngern verschiedene Referenz-

systeme zu unterschiedlichen Ergebnissen führen und plädiert für einen Bezug auf die ursprünglich eingesetzte Substratmenge, um organisches Material möglichst effizient zu nutzen.

Die in der DüV vorgeschriebene N-Grenze für organische Dünger von  $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N sowie die Grenzen bei der Herbstausbringung vor Feldfutter ( $60 \text{ kg N}$  und  $30 \text{ kg NH}_4^+ \text{-N}$ ) wurden für Prüfglieder mit geringem Anteil Ausgleichs-N bei der derzeitigen Versuchsstruktur regelmäßig überschritten (Tabelle 3.2). Die oberflächliche Ausbringung der Dünger ist im Bezug auf gasförmige N-Verluste als nicht optimal zu bewerten, da auch bei geeigneter Witterung eine Einarbeitung erst nach Abschluss der manuellen Düngung mit einer Dauer von 6–8 h möglich ist. Für Gärreste wird jedoch häufig eine Einarbeitung innerhalb von 1 h empfohlen (Möller 2014; Amon u. a. 2016). Die DüV gibt mit Ausnahme der Nichtbefahrbarkeit durch unvorhersehbaren Witterungsverhältnisse eine Frist von 4 h vor. Im durchgeführten Feldversuch kam es durch ungünstige Witterungsverhältnisse teilweise zu einer Verzögerung der Einarbeitung von mehreren Tagen, wodurch wahrscheinlich zusätzliche  $\text{NH}_3$ -Verluste eintraten. Als alternative Ausbringungstechnik wäre eine Injektion möglich, die  $\text{NH}_3$ -Verluste deutlich reduzieren kann und auch im Rahmen von Parzellenfeldversuchen bereits angewendet wurde (Riva u. a. 2016; Assefa u. a. 2004; Schröder u. a. 2007; Loria u. a. 2007).

Trotz der benannten Probleme ist zu beachten, dass eine nachträgliche Änderung der Versuchsdurchführung nicht zu empfehlen ist, weil dadurch der bisherige Wert des Versuchs durch die sechsjährige statische Durchführung gefährdet würde.

## 5.2 Chemische Bodenparameter

### 5.2.1 Humusgehalt

Die Wirkung der differenzierten Düngung auf den Humusgehalt wird in diesem Versuch anhand der Parameter  $C_{\text{org}}$ ,  $C_{\text{ges}}$  und  $C_{\text{hwf}}$  beurteilt (Abbildungen 4.1 und 4.3). Es wird angenommen, dass der anorganische Kohlenstoff ( $C_{\text{ao}}$ ) nicht durch die differenzierte Düngung beeinflusst wurde. Möglich wäre ein Einfluss durch die variierende KAS-Gabe oder den pH-Wert, allerdings deuten die aus  $C_{\text{ges}} - C_{\text{org}}$  berechneten Ergebnisse für  $C_{\text{ao}}$  nicht darauf hin (Abbildung A5). Der  $C_{\text{ges}}$  wird daher in ähnlicher Weise wie der  $C_{\text{org}}$  interpretiert.

Im Versuchsverlauf erfolgte eine zunehmende Differenzierung für  $C_{\text{org}}$ ,  $C_{\text{ges}}$  und  $C_{\text{hwf}}$  zwischen den Prüfgliedern, wobei sich deutlich geringere Werte für die Kontrolle sowie im Oktober 2016 für KAS ergaben. Die organischen Dünger erreichten teils signifikant höhere Werte, zeigten aber untereinander eine geringe Differenzierung. Dass organische Düngung, auch mit Gärresten, erhöhte Humusgehalte gegenüber ungedüngten oder mineralischen Kontrollen bewirken kann, steht im Einklang mit der Literatur (Abschnitte 2.1.1.2–2.1.1.3). Eine positive Wirkung von Ernte- und Wurzelrückständen durch ein hohes Ertragsniveau wird möglicherweise durch die für KAS gegenüber der Kontrolle tendenziell erhöhten Werte angedeutet.

Die Ergebnisse des Versuches bestätigten nicht die in einigen Inkubationsversuchen nachgewiesenen Primingprozesse nach Anwendung von Gärresten. Eine geringe Pra-

xisrelevanz von Primingprozessen wurde ebenfalls im Review von Insam u. a. (2015) diskutiert. Gärreste ergaben stattdessen eine Förderung des Humusgehaltes in ähnlicher Weise wie andere organische Dünger. Durch das  $C_{org}$ -basierte Versuchsdesign wurde erwartet, dass die unterschiedliche Abbaustabilität der organischen Dünger Unterschiede im Humusgehalt bewirkt. Die höhere Stabilität der Gärreste im Vergleich zu Ri-Gülle hatte bisher im Versuch allerdings keinen Einfluss. G-C-fe ergab tendenziell erhöhte Werte gegenüber G-C-fl. Dies bekräftigt die aus der Literatur bekannte bessere Humuswirkung separierter fester Gärreste (Beck und Brandhuber 2012; Reinhold 2015), aber auch ein Einfluss des unterschiedlichen Ertragsniveaus ist möglich. Die geringen Unterschiede zwischen den organischen Düngern könnten verschiedene Gründe haben. Aus der Literatur ist bekannt, dass zur Erreichung eines Gleichgewichtszustandes deutlich längere Zeiträume erforderlich sind (mindestens 20 Jahre) (Powlson 2008; Diacono und Montemurro 2010; Poeplau u. a. 2017). Daher ist bei Fortführung des Experimentes eine weitere Differenzierung zu erwarten. Weiterhin waren die Stabilitätsunterschiede möglicherweise zu gering, um die Humusgehalte zu beeinflussen oder sie wurden durch die positive Wirkung des Nährhumus auf Bodenbiologie und Bodenstruktur ausgeglichen (Dominik 2011). Auch könnten die Witterung oder die Bodenart dominanteren Faktoren darstellen (Augustin u. a. 2015; Engels u. a. 2015). Die Auswertung des Mixed Models für  $C_{org}$  ergab einen negativen Zusammenhang zum Stabilitätsindex, was aufgrund der geringen Übereinstimmung dieses Parameters mit den Inkubationsversuchen nicht überinterpretiert werden sollte. Ohne Faserdaten fand sich ein negativer Zusammenhang mit dem pH-Wert des Bodens und ein positiver mit der gedüngten mineralischen N-Menge. Trotz relativ geringem  $R^2$  des Modells, ist ein Humusabbau bei hohen pH-Werten aus der Literatur bekannt (Paradelo u. a. 2015) und könnte die tendenziell geringeren Humusgehalte für Stallmist und G-C-fl begründen. Der Zusammenhang zur mineralischen N-Menge deutet an, dass Primingeffekte eine untergeordnete Rolle spielen und mineralischer N eher positiv auf den Humusgehalt wirkt, möglicherweise über das Pflanzenwachstum.

Die bisherigen Versuchsergebnisse deuteten keine Unterschiede in der Humuswirkung von Gärresten gegenüber herkömmlichen organischen Düngern bei gleicher  $C_{org}$ -Gabe an. Es ist allerdings zu beachten, dass bei praxisüblicher N-basierter Mengenkalkulation durch Gärrestdüngung verhältnismäßig weniger  $C_{org}$  in den Boden gelangt und dies in diesem Versuch nicht abgebildet wird. Um den C-Verlust ins Biogas auszugleichen, wäre eine erhöhte Humusreproduktion des  $C_{org}$  oder eine höhere Ertragsleistung erforderlich (Leithold 2010), was sich in diesem Versuch bisher nicht zeigte. Eine mögliche Kompensation deutet sich aber in der Literatur durch Inkubationsversuche, Modellierungen und wenige Feldversuche an (Thomsen u. a. 2013; Reinhold u. a. 1991; Smith u. a. 2014; Nielsen u. a. 2013b; Möller 2009a; Beck und Brandhuber 2012; Koblenz 2014; Erhart u. a. 2014). In diesem Bereich sind daher weitere langjährige Versuche notwendig, die insbesondere einen Vergleich auf Basis der eingesetzten Substratmenge ermöglichen.

Der Parameter  $C_{hwl}$ , welcher den leicht umsetzbaren Teil der OBS beschreibt, ergab die deutlichste Abgrenzung der Kontrolle von den anderen Prüfgliedern. Eine relativ schnelle Reaktion des  $C_{hwl}$  auf Düngung ist aus der Literatur bekannt (Schulz 1997). Der geringe Wert für die Kontrolle deutet darauf hin, dass in dieser Variante die geringen Humusgehalte vor allem mit einem Rückgang der leicht verfügbaren Organik zusam-

menhängen, vermutlich aufgrund der fehlenden organischen Düngung in Verbindung mit geringen Erträgen. Auch der tendenziell geringere Wert für G-C-fl am Ende des Untersuchungszeitraums weist auf einen Einfluss der Erträge auf den  $C_{hwl}$  hin. Zusätzlich ist bei der Kontrolle eine Verstärkung des C-Abbaus durch eine erhöhte Abbauleistung der Mikroorganismen denkbar, wie die vergleichsweise hohen Werte für DHA und AWCD andeuten (Abbildungen 3.4 und 4.11). Trotz hohem Ertragsniveau zeigte sich auch für KAS gegenüber einigen Gärresten ein signifikant geringerer  $C_{hwl}$  im Oktober 2016, was zusätzlich auf die wichtige Rolle der organischen Düngung für die verfügbare OBS hinweist. Insgesamt befanden sich die  $C_{hwl}$ -Gehalte im Oktober 2016 in einem Bereich, der für die Standortverhältnisse als hoch bewertet wird (Schulz 1997). Ein Anstieg des  $C_{hwl}$  durch organische Düngung steht im Einklang mit der Literatur, für Gärreste finden sich bisher aber nur wenige Nachweise einer Erhöhung des löslichen C (García-Sánchez u. a. 2015). Der in Schulz (1997) angedeutete Zusammenhang, dass insbesondere instabilere Dünger den  $C_{hwl}$  fördern, kann in diesem Versuch nicht bestätigt werden, möglicherweise da die Messungen direkt vor der Düngung nur langfristige Effekte erfassten. Die Auswertung des Mixed Models für  $C_{hwl}$  deutet an, dass  $C_{org}$  und pH-Wert des Bodens einflussreichere Parameter waren. Ergebnisse, welche die Stabilisierung der OBS in Aggregaten betreffen, werden in Abschnitt 5.3.3 diskutiert.

### 5.2.2 Nährelemente

Da Stickstoff insbesondere in Sandböden hauptsächlich organisch vorliegt, kann der gemessene  $N_{ges}$  des Bodens als  $N_{org}$  interpretiert werden (Mulvaney u. a. 2009; Blume u. a. 2010). Eine enge Verbindung mit der OBS zeigte sich auch durch den relativ engen Zusammenhang ( $R^2=0,8$ ) mit dem  $C_{org}$  und pH-Wert des Bodens. Letzterer war auch bei  $C_{org}$  und  $C_{hwl}$  einflussreich. Es ergab sich somit eine ähnliche Differenzierung für  $N_{ges}$  wie für  $C_{org}$  (Abbildung 4.1). Dies wird auch durch ein analoges Ergebnis der zeitübergreifenden Auswertung deutlich. Der geringe Zusammenhang zur gedüngten  $N_{org}$ -Menge (zum Vergleich siehe Abbildung 3.3) weist darauf hin, dass weniger die zugeführte  $N_{org}$ -Menge, als die allgemeine Entwicklung des Humusgehalts den  $N_{org}$  des Bodens beeinflusst.

Der teils signifikant gegenüber der Kontrolle erhöhte  $N_{ges}$  für einige organische Dünger bestätigt die von Gutser u. a. (2005) beschriebene positive Wirkung organischer Dünger auf den  $N_{org}$ -Pool. Die erhöhten Werte nach Gärrestdüngung gegenüber der Kontrolle und KAS stehen im Einklang mit der Literatur, ebenso die zu Ri-Gülle ähnlichen  $N_{ges}$  (Abschnitt 2.1.2.1). Die tendenziell erhöhten Werte für die Gärreste G-M, G-CR und G-C-fe könnten eine langfristig vermehrte Anreicherung des  $N_{org}$ -Pools für diese Prüfglieder andeuten. KAS erzielte zur Kontrolle ähnliche Werte, sodass sich kein Hinweis auf vermehrte  $N_{org}$ -Verluste durch den langjährigen Einsatz mineralischer N-Dünger nach Mulvaney u. a. (2009) ergab. Weiterhin zeigte sich kein  $N_{ges}$ -Verlust für Prüfglieder mit einem hohen  $NH_4^+$ -N- oder niedrigen  $N_{org}$ -Anteil aus organischer Düngung an der Gesamt-N-Düngemenge (Abbildung 3.3). Der im Oktober 2016 signifikant gegenüber G-CR verringerte  $N_{ges}$  für Stallmist ist möglicherweise analog zum  $C_{org}$  mit dem hohen pH-Wert dieser Variante zu erklären.

Die geringen  $N_{\min}$ -Gehalte im Frühjahr in allen Varianten weisen darauf hin, dass die jeweiligen Sommerkulturen nicht durch systematische Unterschiede der  $N_{\min}$ -Restmengen im Boden beeinflusst wurden. Auf tonarmen Böden sind geringe  $N_{\min}$ -Werte nach niederschlagsreichen Wintern zu erwarten (Blume u. a. 2010). Für zukünftige Untersuchungen im Versuch wären zusätzliche  $N_{\min}$ -Messungen im Herbst und Winter interessant, um Hinweise auf Überdüngung und Auswaschungsprozesse zu erhalten (Bary u. a. 2004).

Der  $P_{DL}$  zeigte zu Versuchsbeginn eine jahreszeitliche Dynamik, die mit dem P-Entzug während der Wachstumsperiode erklärbar ist (Abbildung 4.2). Seit 2015 wurden zunehmend Unterschiede durch die differenzierte Düngung relevant, die im Oktober 2016 auch statistisch nachweisbar waren (Abbildung 4.3). Die Auswertung des Mixed Models weist darauf hin, dass hauptsächlich variierende pH-Werte und Entzüge durch die Kulturpflanzen den  $P_{DL}$  bedingten ( $R^2=0,85$ ), wohingegen die Unterschiede in den gedüngten P-Mengen (Abbildung 3.3) keinen signifikanten Zusammenhang ergaben. Für den Standort ist aus benachbarten Versuchen eine generell gute P-Versorgung bekannt, was möglicherweise durch hohe Güllegaben in der Vergangenheit bedingt ist. Die Differenzierung der  $P_{DL}$ -Gehalte im Jahr 2016 ist daher wahrscheinlich auf eine zu geringe P-Nachlieferung für einige Prüfglieder mit hohem Ertragsniveau und ungünstigem pH-Wert zurückzuführen.

Eine Einordnung der Werte in Gehaltsklassen nach Wulffen u. a. (2008) ergab bis zum Frühjahr 2014 eine sehr hohe P-Versorgung (Klasse E) für alle Prüfglieder. Im Oktober 2016 war eine Aufteilung auf die Gehaltsklassen B (KAS), C (G-C-fe und Ri-Gülle), D (G-M, Kontrolle und Stallmist) und E (G-C-fl, G-CR, G-CS) festzustellen. Daraus würde sich ein starker Düngebedarf für KAS ergeben, allerdings nicht bei Anwendung der angepassten Richtwerte nach Taube u. a. (2009). Eine negative Ertragswirkung durch den geringeren  $P_{DL}$  ist für diese Variante daher nicht anzunehmen (Blume u. a. 2010). Wahrscheinlich würde bereits eine Kalkung den  $P_{DL}$  für KAS in einen günstigeren Bereich anheben. Die teils sehr hohe P-Versorgung bei einigen organischen Düngern, insbesondere bei Gärresten, könnte eine Überversorgung und mögliche P-Austräge andeuten. Dies wird noch verschärft durch aktuelle Diskussionen um die Korrektur der Gehaltsklassen (Taube u. a. 2009) sowie die gute Pflanzenverfügbarkeit des durch organische Düngung ansteigenden mikrobiellen P, der durch die  $P_{DL}$ -Messung nicht mit erfasst wird (Brookes 2001; Steffens u. a. 2010).

Im Vergleich zu Ri-Gülle ergaben sich für vier Gärreste am Ende des Untersuchungszeitraums signifikant höhere  $P_{DL}$ -Gehalte. Dies deutet an, dass die P-Verfügbarkeit mit der Vergärung erhöht wird und die in der Literatur diskutierten Mechanismen einer verringerten P-Verfügbarkeit (Abschnitt 2.4.2) weniger relevant sind. Eine gute Verfügbarkeit des P aus Gärresten ist auch im Sinne einer direkter an den Pflanzenbedarf angepassten P-Düngung (Taube u. a. 2009). Dass separierte feste Gärreste gegenüber der Flüssigfraktion ein erhöhtes P-Düngepotential aufweisen, zeigte sich in diesem Versuch nicht.

Für  $K_{DL}$  ergab sich eine klare Differenzierung mit deutlich geringeren Werten für KAS und erhöhten Werten für einige Gärreste und insbesondere G-C-fl (Abbildungen 4.2–4.3). In dieser Differenzierung spiegeln sich sowohl die Unterschiede in den K-Gehalten der organischen Dünger als auch die gedüngten K-Mengen wider (Abbildungen 3.2–3.3).



Ein Einfluss der gedüngten K-Menge auf den  $K_{DL}$  deutete sich zusammen mit einem Einfluss der Entzüge durch die Kulturpflanzen auch durch die Auswertung des Mixed Models mit  $R^2=0,8$  an. Eine Einteilung in Gehaltsklassen nach Wulffen u. a. (2008) für die Bodenartengruppe 2 ergab eine Verteilung auf die Gehaltsklassen C (KAS) bis E (G-C-fl), sodass für alle Prüfglieder von einer ausreichenden K-Versorgung auszugehen ist. Für viele Gärreste und insbesondere für G-C-fl deutet sich ein K-Überschuss an, was mit Berichten aus der Literatur übereinstimmt (Abschnitt 2.1.2.3). Es ist dabei allerdings zu beachten, dass die zusätzliche mineralische K-Düngung wenig praxisnah ist. Da aber auch bei der Anwendung herkömmlicher organischer Dünger K-Überschüsse möglich sind und in diesem Versuch der  $K_{DL}$  nach Gärrestdüngung teilweise signifikant gegenüber Ri-Gülle und Stallmist erhöht war, bestünde wahrscheinlich auch ohne zusätzliche Grunddüngung nach Gärrestdüngung das Risiko von K-Überschüssen und daraus resultierenden langfristigen negativen Effekten auf Boden und Pflanze. Es ist daher insbesondere beim Einsatz von separierten flüssigen Gärresten zu empfehlen, die Düngemenge anhand des K-Bedarfs zu ermitteln und zusätzlichen N-Bedarf mit Mineraldüngern zu decken (Möller u. a. 2009).

### 5.2.3 Bodenreaktion

Der pH-Wert des Bodens ergab eine Differenzierung zwischen den Prüfgliedern seit 2013, aber bisher nur einmalig signifikante Unterschiede (Abbildung 4.2). Es fanden sich niedrige Werte für Prüfglieder mit hohem Ertragsniveau, was mit der erhöhten Kationenaufnahme durch die Pflanzen erklärbar ist. Auch deutete sich eine positive Wirkung der organischen Düngung gegenüber der Mineral-N-Düngung an. Die Auswertung des Mixed Models ergab ein geringes  $R^2$  von 0,15, bestätigte aber einen negativen Zusammenhang zum TME. Ebenfalls fand sich ein negativer Zusammenhang zur gedüngten mineralischen N-Menge, sodass wahrscheinlich  $NH_4^+$  aus organischer Düngung und die mineralische Ausgleichsdüngung versauernd wirkten. Die Gärrestvarianten zeigten relativ hohe pH-Werte, wodurch sich die in einigen Inkubationsversuchen und kurzfristig in Gefäß- und Feldversuchen nachgewiesenen versauernden Effekte (Abschnitt 2.1.4) in diesem Versuch nicht bestätigten. Der positive Zusammenhang zur gedüngten K-Menge weist zusätzlich darauf hin, dass hohe  $K^+$ -Gaben keine pH-Verringerung im Versuch bewirkten. Eventuell wirkte die organische Substanz der Gärreste versauernden Effekten entgegen. Eine Bewertung der Werte im Oktober 2016 nach Wulffen u. a. (2008) ergab die Gehaltsklasse C für G-C-fl sowie B für alle anderen Prüfglieder. Demnach wäre für die meisten Prüfglieder eine Kalkung zu empfehlen.

### 5.2.4 Allgemeine Anmerkungen zu den chemischen Untersuchungen

Die fortschreitende Differenzierung in den chemischen Bodeneigenschaften führte für einige Prüfglieder zu einem Kalk- oder Grunddüngbedarf. Die einheitlich durchgeführte K-Düngung bewirkte einen zusätzlichen Anstieg der ohnehin bereits hohen K-Versorgung einiger Prüfglieder, und erschwerte somit die Interpretation der Ergebnisse

insbesondere für die Gärreste. Daraus ergibt sich die Frage, wie in Zukunft im Versuch mit der Differenzierung von  $P_{DL}$ ,  $K_{DL}$  und dem pH-Wert umgegangen werden sollte. Um einen praxisnahen Vergleich der verschiedenen Dünger zu ermöglichen und eventuelle Überversorgungen festzustellen, wäre es möglicherweise sinnvoll, die Grunddüngung und Kalkung zukünftig uneinheitlich nach Bedarf durchzuführen. Dies gilt insbesondere für die Kalkversorgung, da der pH-Wert viele andere Parameter wesentlich beeinflusst. Neben der Nährstoffverfügbarkeit, Bodenstruktur und mikrobiellen Parametern, ist auch von einem starken Effekt auf den Humusgehalt auszugehen. So könnte beispielsweise eine Kalkung bei KAS einen deutlicheren  $C_{org}$ -Verlust durch Förderung der mikrobiellen Aktivität bedingen.

Zur statistischen Auswertung der bodenchemischen Daten ist anzumerken, dass die für die zeitübergreifende Auswertung der Düngeunterschiede genutzte Methode durch den Verlust an Freiheitsgraden wahrscheinlich zu konservativ war und daher nur geringe Unterschiede zwischen den Prüfglieder nachweisbar waren. Der chemische Zustand am Ende des Untersuchungszeitraums ist wahrscheinlich repräsentativer für den Effekt der differenzierten Düngung. Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den Parametern erfolgte ohne die Kontrolle und KAS, um die Düngeigenschaften einzubeziehen. Dies könnte die Ergebnisse beeinflusst haben. Zudem bildet das finale Modell durch den schrittweisen Aufbau und Multikollinearität nicht unbedingt die relevantesten Faktoren ab, es ergaben sich aber in der Regel ähnliche maßgebliche unabhängige Faktoren wie für die einfaktoriellen linearen Modelle.

## 5.3 Physikalische Bodenparameter

### 5.3.1 Aggregatstabilität

Bei der SAS ergaben sich tendenziell und gegenüber einzelnen organischen Düngern signifikant geringere Werte für die Kontrolle und KAS sowohl für die Messung der kurzfristigen Düngewirkung als auch langfristig (Abbildung 4.5). Eine Förderung der SAS durch organische Düngung im Vergleich zur ungedüngten oder mineralischen Kontrolle steht im Einklang mit der Literatur (Abschnitt 2.2.3). Der geringe Wert von KAS hängt wahrscheinlich mit der niedrigen mikrobiellen Biomasse bzw. Aktivität zusammen (Abbildungen 3.4 und 4.11), während für den niedrigen Wert der Kontrolle vermutlich der geringe  $C_{org}$ - oder  $C_{hwl}$ -Gehalt relevant ist (Abbildung 4.1). Beide Faktoren sind für die Bodenstruktur tonarmer Böden besonders wichtig (Bronick und Lal 2005; Buscot und Varma 2005). Eine ähnliche SAS von KAS und der Kontrolle steht ebenfalls im Einklang mit der Literatur.

Hohe Werte ergaben sich häufig für Ri-Gülle, die unseparierten Gärreste sowie G-C-fl. Es kann daraus eine allgemein positive Wirkung von Gärresten auf die Aggregation des Bodens abgeleitet werden, die der Wirkung anderer organischer Dünger ähnlich ist. Die in der Literatur formulierten befürchteten negativen Effekte im Vergleich zu unvergorenen Materialien (Abschnitt 2.2.4) bestätigten sich somit in diesem Versuch nicht. Es ist jedoch anzumerken, dass eine verringerte C-Gabe durch den Verlust ins Biogas im Versuch nicht abgebildet wurde. Dispergierungseffekte durch erhöhte  $NH_4^+$ -N- und

K-Gaben durch die Gärreste (Abbildung 3.3) traten möglicherweise im Versuch nicht auf, da sie durch den geringen Tongehalt für die Bodenstruktur des Standorts weniger relevant sind. Eine hohe Relevanz des Ton- und auch Humusgehalts des Standorts für Dispergierungseffekte wurde auch im Rahmen von anderen Studien diskutiert (Annabi u. a. 2007; Voelkner u. a. 2015b; Erhart u. a. 2014). Es muss aber auch beachtet werden, dass die wenigen Untersuchungen der Tondispergierung durch Gärreste bisher im Labormaßstab durchgeführt wurden und keine eindeutigen Ergebnisse lieferten. Außerdem ergaben bisherige Versuche mit Pflanzen häufig positive Effekte auf die SAS gegenüber der Kontrolle und uneindeutige oder keine Unterschiede im Vergleich zu Mineraldüngern und Gülle, wobei der Wissensstand in diesem Bereich insgesamt noch relativ gering ist. Der durchgeführte Versuch weist darauf hin, dass für Gärreste trotz höherer Stabilität und Gehalte monovalenter Kationen im Vergleich zu herkömmlichen organischen Düngern negative Bodenstruktureffekte nicht zu erwarten sind.

Nach Abiven u. a. (2009) wären für die Gärreste und Stallmist durch ihre höhere Stabilität vergleichsweise schwächere kurzfristige SAS-Effekte zu erwarten gewesen. Obwohl sich insgesamt nur geringe Unterschiede zwischen den organischen Düngern fanden, ergaben sich im November 2014 und 2015 tendenziell geringere Werte für Stallmist und G-C-fe. Auch im November 2016 zeigte sich gegenüber G-C-fl ein verringerter Wert für G-C-fe. Diese Effekte könnten auf die höhere Stabilität dieser beiden festen Dünger zurückzuführen sein, möglicherweise auch weil das Material aus größeren Partikeln besteht, wodurch die Verfügbarkeit des Materials unter Feldbedingungen zusätzlich eingeschränkt wird. Vergleichsweise geringe mikrobielle Biomassen dieser beiden Prüfglieder bei den Messterminen nach Herbstdüngung unterstützen diese Vermutungen. Dass ein ähnlicher Effekt nach der Frühjahrsdüngung nicht messbar war, könnte mit einer schnelleren Reaktion der Mikroorganismen durch höhere Temperaturen zusammenhängen. Die Ähnlichkeit der Werte vor und 36 Tage nach der Frühjahrsdüngung 2016 deuten an, dass die langfristigen positiven Effekte durch die mehrjährige organische Düngung gegenüber kurzfristigen Effekten dominant sind, wie auch durch das konzeptuelle Modell aus Annabi u. a. (2007) angedeutet wird.

Die Auswertung der linearen Modelle für die organisch gedüngten Prüfglieder ergab nur für die Messung im November 2015 signifikante Zusammenhänge zu anderen Parametern. Der gefundene positive Zusammenhang zum  $C_{\text{org}}$ -Gehalt des Bodens steht im Einklang mit der Literatur (Haynes und Naidu 1998) und könnte eine Erklärung für die geringe SAS des Stallmists liefern. Der negative Zusammenhang zur gedüngten Ligninmenge ist ein Hinweis auf den oben diskutierten Zusammenhang zur Abbaustabilität der Dünger. Unter Einbezug von Kontrolle und KAS ergaben sich häufig signifikante Zusammenhänge zum  $C_{\text{org}}$  oder  $C_{\text{hwI}}$ -Gehalt.  $C_{\text{hwI}}$  kann eine besondere Rolle bei der Aggregation spielen, da diese Fraktion reich an organischen Bindemitteln ist und mit der mikrobiellen Biomasse korreliert (Ghani u. a. 2003; Schulz 1997). Signifikante positive Zusammenhänge zur DHA fanden sich bei den beiden Messterminen mit direkt vorausgegangener Düngergabe, sodass sich für diesen Faktor vor allem eine kurzfristige Relevanz andeutet. Eine etwas geringere Bedeutung bei der Aggregation scheint die Pilzbiomasse zu haben, die nur einen nicht signifikanten positiven Zusammenhang vor der Düngung im Mai ( $p=0,06$ ) ergab. Möglicherweise sind Bakterien am Standort insbesondere kurzfristig für die Stabilisierung von Makroaggregaten relevanter.

Methodisch ist anzumerken, dass die zwischen den Messungen variierende Lagerungszeit der Proben wahrscheinlich die Ergebnisse beeinflusst hat (Tabelle 3.4). Ein SAS-Anstieg mit der Lagerungszeit ist für die angewendete Methode bekannt und könnte die deutlich höheren Werte im November 2014 bedingt haben (Gerzabek und Rössner 1992). Ein Ergebnisvergleich zwischen den verschiedenen Messterminen ist durch die variierenden Lagerungszeiten nicht möglich, mit Ausnahme der Messungen im Mai und Juni 2016. Weiterhin ist zu beachten, dass die angewendete standardisierte SAS-Messmethode die Aggregierung des Bodens nicht vollständig erfasst. Für die Methode wurden Makroaggregate von 1–2 mm ausgewählt, die nur durchschnittlich 9 % der Bodenmasse ausmachten. Es ist daher möglich, dass größere Makroaggregate oder Mikroaggregate durch die differenzierte Düngung in anderer Weise beeinflusst werden. Für Mikroaggregate wäre durch die größere Bedeutung von mineral-organischen Verbindungen ein stärkerer Einfluss von Dispergierungsprozesse denkbar. Es ist allerdings auch bekannt, dass für Böden, bei denen die OBS als wichtiges Bindemittel fungiert, organische Düngung hauptsächlich die Dynamik der Makroaggregate beeinflusst (Oades 1984). Außerdem kam es durch die Verwendung von luftgetrockneten Aggregaten möglicherweise zu einer Überschätzung des Slaking als aggregatzerstörenden Prozess (Le Bissonnais 2016). Eine detailliertere Methodik würde die Untersuchung verschiedener Aggregatfraktionen und Destabilisierungsmechanismen beinhalten (Le Bissonnais 2016). Obwohl Methoden mit langsamer Probenbefeuchtung teilweise sensitiver bezüglich organischer Düngung sind, ist auch die schnelle Befeuchtung eine verbreitete Methode, die insbesondere bei stärkeren Bindungsprozessen wie der Stabilisierung durch Pilzhyphen empfohlen wird (Abiven u. a. 2007; Annabi u. a. 2007; Le Bissonnais 2016; Abiven u. a. 2009).

Aggregatfraktionen aus der Trockensiebung werden in der Literatur vereinzelt ebenfalls ausgewertet (Assefa u. a. 2004; Puget u. a. 1995). Die Ergebnisse in diesem Versuch zeigten in der Regel keine düngerspezifischen Unterschiede (Abbildung 4.4). Im November 2014 ergab sich eine signifikante Verschiebung hin zu größeren Aggregaten für die Kontrolle. Obwohl für organische Düngung häufiger von einer anteiligen Vergrößerung der Aggregate berichtet wird (Abschnitt 2.2.3), finden sich auch Berichte von verkleinerten Aggregatdurchmessern, die mit einer allgemeinen SAS-Erhöhung einhergingen (Blume u. a. 2010; Whalen und Chang 2002; Assefa u. a. 2004).

### 5.3.2 Benetzungshemmung

Die WDPT-Messungen an den Bodenaggregaten ergaben keine Benetzungshemmung. Durch die Untersuchung der getrockneten Aggregate wurde dabei die potentielle Benetzungshemmung erfasst (Täumer u. a. 2005; Dekker und Ritsema 2000). Obwohl für intakte Oberflächen ein abweichendes Ergebnis möglich ist, kann gefolgert werden, dass die gemessene SAS-Erhöhung durch organische Düngung nicht durch eine erhöhte Benetzungshemmung sondern durch einen erhöhten inneren Zusammenhalt der Aggregate bedingt war. Eine SAS-Erhöhung, die auf eine erhöhte Benetzungshemmung zurückzuführen war, wurde beispielsweise von Annabi u. a. (2007) in einem Inkubationsversuch nach der Zugabe von Kompost mit dem WDPT-Test festgestellt und von Horn (2015) auch für Gärreste vermutet. Es ist anzumerken, dass der WDPT-Test im Bereich unter 2 s wenig sensitiv ist und möglicherweise andere Methoden (z.B. Wilhelmy-Plattenmethode,

Molar Ethanol Droplet Test, Capillary Rise Method) Unterschiede zwischen den Prüfgliedern ergeben hätten (Bachmann u. a. 2003).

Durch Felduntersuchungen sollte die Benetzungshemmung auch an intakten Oberflächen untersucht werden. Dabei wurde durch die Wahl trockener Witterungsbedingungen versucht, analog zu den Labormessungen möglichst maximale Effekte zu erfassen. Die insgesamt erhöhten Werte unter Feldbedingungen deuten an, dass eine intakte Oberfläche für die Ausbildung der Benetzungshemmung eine große Rolle spielt. Noch genauere Ergebnisse könnten durch die Entnahme von ungestörten Stechzylinderproben und die Untersuchung im getrockneten Zustand erzielt werden. Dies könnte Einflüsse durch den über den Versuchstag variierenden Wassergehalt oder zwischen den Prüfgliedern variierende Wassergehalte vermeiden und würde auch die Anwendung der oben erwähnten exakteren Labormethoden ermöglichen. Ein Vorteil der gewählten Methode ist allerdings, dass die realen Feldbedingungen zu einem Zeitpunkt, in dem Hydrophobie zu erwarten ist, relativ genau widergespiegelt werden.

Die Messergebnisse ergaben keinen Hinweis auf eine erhöhte Benetzungshemmung durch organische Düngung. Die in der Literatur formulierten möglichen negativen Effekte der Gärrestdüngung bestätigten sich somit in diesem Versuch nicht (Abschnitt 2.2.5). Es ist möglich, dass die bisher im Labormaßstab festgestellten Effekte unter Feldbedingungen eine geringere Rolle spielen und von anderen Effekten überdeckt werden. Der zu einem Messtermin signifikant erhöhte Wert der Kontrolle könnte mit dem geringen Pflanzenwachstum dieser Variante zusammenhängen. Möglicherweise führt eine geringere Beschattung der Oberfläche zu einem stärkeren Austrocknen oder zu vermehrtem Algenwachstum und bedingt dadurch eine erhöhte Benetzungshemmung (DeBano 2000; Lichner u. a. 2013). Ein Einfluss des Wassergehaltes im Oberboden auf die Ergebnisse ist unwahrscheinlich, da durch das niedrige Ertragsniveau der Kontrolle, analog zu den im Frühjahr gemessenen Wassergehalten (Abbildung A7), für dieses Prüfglied ein hoher Wassergehalt und damit eine geringe Benetzungshemmung zu erwarten wäre.

Generell ist für sandige Standorte texturbedingt von einer erhöhten Benetzungshemmung auszugehen (Hallett 2007; Doerr u. a. 2000). Doerr u. a. (2006) vermuteten allerdings, dass für Ackerstandorte in humiden Klimaten mit regelmäßiger Bodenbearbeitung das Risiko der Benetzungshemmung allgemein relativ gering ist. Eine generell geringe Anfälligkeit könnte auch für den untersuchten Standort gelten. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass sich eine Benetzungshemmung erst nach längeren Zeiträumen durch die Akkumulation von hydrophoben Substanzen ausbildet.

### 5.3.3 Bindungsstärke der partikulären organischen Substanz

Die durchgeführte Ultraschalldispergierung und Dichtefraktionierung liefert einen über die Analyse von C-Gehalten und SAS hinausgehenden Einblick in die Dynamik der OBS. Die 0J-Fraktion, in der Literatur auch Free light fraction genannt<sup>1</sup>, spiegelt dabei die im Boden frei vorliegende POM wider. Die 50J-Fraktion, auch Occluded light fraction, enthält die in Aggregaten gebundene POM, die bei der Ultraschalldispergierung frei

<sup>1</sup>In dieser Arbeit erfolgte eine Benennung der Fraktionen nach der angewendeten Energie, da bei 50J mL<sup>-1</sup> keine Sicherheit einer vollständigen Freisetzung der in Aggregaten gebundenen POM besteht.

wird. Durch die kleinere Partikelgröße (Abbildung 4.7) und das signifikant geringere C:N-Verhältnis der 50J-Fraktion bestätigen sich die aus der Literatur bekannten Charakteristika der Fraktionen, die auf einen höheren Abbaugrad der 50J-Fraktion hindeuten (Cerli u. a. 2012; Golchin u. a. 1994b). Das Sediment, auch Heavy fraction genannt, enthält die mit  $>50\text{J mL}^{-1}$  gebundene POM sowie die mineralisch assoziierte OBS. Diese Fraktion ergab analog zu anderen Studien das geringste C:N-Verhältnis (Wagai u. a. 2009; Guggenberger u. a. 2013), sodass sich das am stärksten mineralisierte Material in dieser Fraktion befindet. Dass im Sediment die größte C-Menge verbleibt, steht ebenfalls im Einklang mit der Literatur (Wiesmeier u. a. 2014; Guggenberger u. a. 2013).

Methodisch beeinflusste die Wahl der Dispergierungsenergie von  $50\text{J mL}^{-1}$  die Separation von 50J-Fraktion und Sediment. Dieses Niveau wurde gewählt, da für den Standort eine hohe C-Freisetzung bei dieser Energie bekannt war und zu hohe Werte eine fehlerhafte Verteilung der Organik auf die Fraktionen bewirken können (Büks und Kaupenjohann 2016). Möglicherweise war die Energie für eine vollständige Dispergierung der Aggregate, insbesondere der Mikroaggregate, zu gering gewählt (Kaiser und Berhe 2014; Schmidt u. a. 1999; Cerli u. a. 2012). Andererseits werden für Sandböden geringe Energien empfohlen (Kaiser und Berhe 2014) und ähnliche Level erwiesen sich in methodischen Untersuchungen als optimal (Guggenberger u. a. 2013). Es kann daher angenommen werden, dass die 50J-Fraktion den Hauptteil der in Aggregaten stabilisierten POM enthält. Eine schrittweise weitere Erhöhung der angewendeten Energie, wie von Kaiser und Berhe (2014) empfohlen, würde eine genauere Differenzierung der POM anhand der Bindungsstärke ermöglichen. Es wären dafür allerdings aufgrund des generell geringen Humusgehaltes methodische Anpassungen notwendig, um Messfehler beim Umgang mit den zu erwartenden kleinen Massen der zusätzlichen Fraktionen zu minimieren. Die gewählte Dichtegrenze von  $1,6\text{g cm}^{-3}$  erwies sich in verschiedenen Studien als optimal und hatte wahrscheinlich keinen nachteiligen Effekt auf die Fraktionierung (Cerli u. a. 2012; Guggenberger u. a. 2013). Die durchschnittliche Wiederfindungsrate bezüglich des  $C_{\text{ges}}$  des Bodens im Mai betrug 62,1 %. Die Differenz entspricht dem gelösten C, Verlusten bei der Filtration, Trocknung und Wägung sowie sonstigen Messfehlern.

Vom Mai zum Juni 2016 war ein signifikanter Anstieg der C-Mengen in allen drei Fraktionen zu beobachten, der wahrscheinlich auf die organische Düngung und möglicherweise auch auf Ernte- und Wurzelrückstände zurückzuführen ist. Es zeigt sich, dass zugeführtes organisches Material sowohl stark als auch schwach im Boden gebunden wird. Die gegenüber Mai stärker ausgeprägten Unterschiede zwischen den Prüfgliedern im Juni deuten an, dass im Gegensatz zur SAS für die Stabilisierung der POM kurzfristige Effekte dominanter sind.

Die Boden- und Gesamt-C-bezogenen Darstellungen ähnelten sich für die 0J- und 50J-Fraktion aufgrund des geringen C-Anteils dieser Fraktionen im Vergleich zum Sediment (Abbildung 4.8). Für die 0J-Fraktion fand sich im Mai ein tendenziell geringer C-Gehalt für die ungedüngte Kontrolle und im Juni geringere C-Gehalte für die Kontrolle und G-C-fl sowie hohe Werte für einige organischen Dünger. Da die Free light fraction hauptsächlich aus Pflanzenresten besteht (Golchin u. a. 1994a), hängen die teilweise niedrigen Werte für Kontrolle und G-C-fl wahrscheinlich mit dem geringen Ertragsniveau zusammen. Auch deutet sich an, dass 36 Tage nach der Düngung das gedüngte organische Material noch teilweise in freier partikulärer Form vorliegt. Für die 50J-Fraktion ergaben

sich im Mai tendenziell verringerte C-Anteile für die KAS und erhöhte für G-C-fe. Der geringe Wert für KAS deutet an, dass der gemessene  $C_{org}$ -Verlust für dieses Prüfglied verstärkt bei der in Aggregaten gebundenen Organik erfolgt. Eine Verschiebung des C-Pools in Richtung der stabilisierten Fraktion durch mineralische N-Düngung wurde auch von Neff u. a. (2002) nachgewiesen. Im Juni fanden sich signifikante Unterschiede mit deutlich erhöhten Werten für die festen organischen Dünger. Bodenbezogen deuteten sich im Juni auch tendenziell geringere Werte für die Kontrolle und KAS an. Es zeigt sich also, dass POM für alle organischen Dünger teilweise in den Aggregaten gebunden wird, allerdings ist die Speicherung insbesondere für Stallmist und G-C-fe kurzfristig. Für das Sediment ergaben die bodenbezogenen C-Anteile zu beiden Terminen analog zum  $C_{org}$ -Gehalt geringe Werte für Kontrolle und KAS und keine Differenzierung der organischen Dünger (Abbildungen 4.9 und 4.1). Dies deutet an, dass langfristig im Boden durch alle organischen Dünger ähnlich viel C im Boden stabilisiert wird. Die Gesamt-C-bezogenen Werte ergaben im Mai keine Unterschiede. Im Juni fand sich durch die erhöhten Anteile in der 50J-Fraktion für Stallmist und G-C-fe im Vergleich zu den anderen organischen Düngern ein teilweise signifikant geringerer C-Anteil im Sediment, was erneut auf eine veränderte C-Dynamik dieser Prüfglieder hinweist. Dies deutet sich auch durch die geringeren C:N-Verhältnisse in einigen Fraktionen an (Abbildung 4.10).

Die veränderte C-Dynamik der festen organischen Dünger, vor allem für Stallmist, ist überraschend, da sie in den sonstigen Untersuchungen dieser Messtermine keine auffälligen Ergebnisse zeigten. Die vermehrte Einlagerung von POM in Aggregaten nach der Düngung ist möglicherweise auf einen gegenüber den anderen organischen Düngern verlangsamten Abbau der Organik zurückzuführen. Dies wird auch durch die tendenziell geringere DHA im Juni 2016 sowie SAS der Novembermessungen angedeutet (Abbildungen 3.4 und 4.5). Auswirkungen auf die SAS der selben Proben vom Mai und Juni wurden allerdings nicht gemessen. Es ist daher möglich, dass zwischen den organischen Düngern unterschiedliche Stabilisierungsmechanismen relevant sind und für die festen Dünger die POM eine größere Rolle spielt. Eine relativ hohe Pilzbiomasse für die festen Dünger könnte teilweise zur Stabilisierung beitragen (Abbildung 4.17). Das niedrige C:N-Verhältnis für Stallmist in den beiden leichten Fraktionen weist im Widerspruch zu den oben beschriebenen Zusammenhängen eher auf eine starke Mineralisierung der Organik hin. Der niedrige Wert kann allerdings auch mit dem niedrigen C:N-Verhältnis der Ausgangssubstanz zusammenhängen, das grob über das  $C_{org}:N_{org}$ -Verhältnis des Düngers abschätzbar ist. Auch wenn sich durch die hohe Variabilität im Versuchszeitraum insgesamt kein niedrigeres  $C_{org}:N_{org}$ -Verhältnis abzeichnete (Abbildung A2), hatte Stallmist sowohl im Herbst 2015 als auch im Frühjahr 2016 das geringste  $C_{org}:N_{org}$ -Verhältnis (Daten nicht dargestellt). Da auch die  $C_{org}:N$ -Verhältnisse im Boden für Stallmist im Versuchsverlauf stark schwankten und gegenüber den anderen Prüfgliedern sowohl Maximal- also auch Minimalwerte erreichten (Abbildung A5), handelt es sich wahrscheinlich um einen temporären Effekt.

Generell finden sich in der Literatur wenige Studien, in denen die Struktur der Organik mittels Ultraschalldispersion nach langjähriger organischer Düngung untersucht wurde. Für Gärreste wurden bei der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Recherche keine bisherigen Forschungsergebnisse gefunden. Es wurde mehrfach gezeigt, dass zugeführtes organisches Material bevorzugt in (größeren) Aggregaten gebunden wird

(Abschnitt 2.2.3). Dies entspricht den Ergebnissen dieser Studie, wobei sich insbesondere für die festen organischen Dünger kurzfristig ein hoher C-Anteil in der 50J-Fraktion fand. Analog ergab sich in Dauerversuchen nach Stallmistdüngung eine Verschiebung zugunsten des labilen C-Pools (Sleutel u. a. 2006) und nach Düngung mit Ernterückständen eine höhere Sensitivität der OBS gegenüber Bewirtschaftungsänderungen (Poeplau u. a. 2017). Nach längeren Zeiträumen findet eine Verschiebung auch in die mineralisch assoziierte Fraktion statt (Li u. a. 2016), sodass analog zu dem hier durchgeführten Versuch nach langjähriger organischer Düngung auch C-Anstiege in Mikroaggregaten und mineralisch assoziierten C-Pools nachgewiesen wurden (Huang u. a. 2010; Sleutel u. a. 2006; Angers und N'Dayegamiye 1991; Zhang u. a. 2016). Ein Anstieg in dieser Fraktion wird als besonders positiv bewertet, da durch das geringe C:N-Verhältnis und die Bildung organo-mineralischer Verbindungen von einer hohen C-Verweilzeit ausgegangen wird (Blume u. a. 2010; Cerli u. a. 2012; Golchin u. a. 1994a). Untersuchungen von Guggenberger u. a. (2013) weisen allerdings darauf hin, dass auch die in Aggregaten gebundene POM die älteste Fraktion darstellen kann. In dieser Arbeit deuten die stärkeren kurzfristigen Effekte der organischen Düngung in allen Fraktionen an, dass für den Erhalt der erhöhten  $C_{org}$ -Gehalte und SAS eine regelmäßige weitere Zufuhr von Organik sehr wichtig ist. Da auch das Sediment kurzfristig deutlich mehr C enthält als langfristig, ist auch diese Fraktion wahrscheinlich relativ instabil. Dies wird durch Untersuchungen von Poeplau und Don (2013) bestätigt, bei denen sich eine hohe Sensitivität gegenüber Landnutzungsänderungen für alle Fraktionen fand. Eine geringe C-Stabilisierung im Sediment kann auch mit dem geringen Tongehalt des Standorts zusammenhängen, da feine Mineralpartikel für die langfristige Stabilisierung von zugeführter Organik eine wichtige Rolle spielen (Poeplau u. a. 2017; Lehtinen u. a. 2014).

## 5.4 Biologische Bodenparameter

### 5.4.1 Community level physiological profiling

Die Ergebnisse des CLPP ermöglichen eine Beurteilung des Gesamt-Abbaupotentials (AWCD) sowie der Struktur der heterotrophen bakteriellen Gemeinschaft. Der AWCD wird auch als Indikator der Aktivität interpretiert (Gomez u. a. 2006). Für diesen Parameter ergab sich insbesondere für KAS ein niedriger Wert gegenüber der Kontrolle und organischer Düngung (Abbildung 4.11). Da die Kontrolle trotz fehlender Zufuhr organischer Substanz und geringem  $C_{org}$ -Gehalt einen hohen AWCD aufweist, deutet sich ein negativer Effekt speziell durch die mineralische N-Düngung an. Denkbar ist eine toxische Wirkung oder eine Verdrängung durch autotrophe Bakterien oder Pilze. Eine geringere mikrobielle Aktivität nach Mineraldüngung gegenüber organischer Düngung steht im Einklang mit der Literatur (Abschnitt 2.3.4) und auch gegenüber Kontrollen finden sich vereinzelt Nachweise über verringerte Aktivitäten (Liu und Greaver 2010; Fauci und Dick 1994). Der erhöhte Wert der Kontrolle könnte auch mit erhöhter Wurzelexsudation durch Nährstoffmangel zusammenhängen (Kuzyakov und Domanski 2000). Es ist bekannt, dass Wurzelexsudate zu einem großen Teil aus Kohlenhydraten und Aminosäuren bestehen, für die der OD der Kontrolle besonders hoch war (Campbell



u. a. 1997; Walker u. a. 2014). Möglicherweise deckt die Ecoplate Wurzelexsudate auch überproportional ab (Campbell u. a. 1997). Es ist anzumerken, dass nach der hier durchgeführten Literaturrecherche erhöhte Aktivitätsparameter für Gärreste im Vergleich zur Mineraldüngung bisher nur in einem Gefäßversuch und tendenziell in einem Feldversuch berichtet wurden (Hupfauf u. a. 2016; Ross u. a. 1989). Substratverwertungsspektren aus Ramezani u. a. (2015) ergaben hingegen einen gegenteiligen Effekt.

Innerhalb der organischen Dünger fand sich ein hoher AWCD für Ri-Gülle und G-C-fl. Die meisten Gärreste bewirkten eine tendenziell geringere bakterielle Aktivität gegenüber Gülle, was bisherige Ergebnisse zur mikrobiellen Aktivität aus Labor-, Gefäß- und Feldversuchen bekräftigt. Grund für diese Unterschiede in der langfristigen Wirkung ist wahrscheinlich die höhere Abbaustabilität der Gärreste, sodass die im Boden vorhandenen Bakterien auf organische Substratzugabe etwas verzögert reagieren. Dies wird durch die kurzfristig teils signifikant geringeren DHA der Gärreste bekräftigt (Abbildung 3.4). Der erhöhte AWCD für G-C-fl könnte durch die fehlende KAS-Ausgleichsgabe oder positiv wirkende Mechanismen durch den geringen Ertrag analog zur Kontrolle bedingt sein. Der AWCD für die organischen Dünger zeigte einen negativen Zusammenhang zum  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens ( $r = -0,48$ ), was im Widerspruch zum üblicherweise positiven Zusammenhang mikrobiologischer Parameter steht (Ottow 2011; Blume u. a. 2010). Entgegen der Erwartung ergab sich auch kein Zusammenhang zu Stabilitätsdaten, dem pH-Wert oder der DHA.

Die Aufschlüsselung nach Substratklassen (Abbildung 4.11) ergab, dass das verringerte Abbaupotential für KAS gleichmäßig in allen Substratklassen auftrat. Erhöhte Werte für Ri-Gülle fanden sich für Amine und Amide, Carboxylsäuren und Polymere, was wahrscheinlich auf die Anpassung der Bakterien an die Zufuhr der charakteristischen Organik zurückzuführen ist. Bemerkenswert ist der signifikant erhöhte Wert für Polymere gegenüber zwei Gärresten. Durch die höhere Stabilität von Polymeren wäre eine Anpassung der Bakterien an diese Substrate eher für Gärreste und Stallmist zu erwarten gewesen. Eventuell werden durch die Ecoplate nicht die entsprechenden Inhaltsstoffe der Dünger abgedeckt oder die Bakterien sind im Labormaßstab nicht kultivierbar. Es deuten sich auch innerhalb der Gärreste hohe Werte bei enthaltener Rindergülle im Substrat an (G-C-CR, G-C-fe, G-C-fl), sodass möglicherweise Rindergülle den bakteriellen Abbau der untersuchten Polymere besonders gut fördert. In der Literatur ergaben CLPP-Untersuchungen beim Vergleich verschiedener Dünger zumeist Unterschiede für Kohlenhydrate, Aminosäuren oder Amine und Amide (Frąc u. a. 2012; Islam u. a. 2011; Sradnick u. a. 2013; Ros u. a. 2006). Für Folgestudien wäre daher eine vertiefende Untersuchung des Polymerabbaus nach Gärrestdüngung im Vergleich zu anderen organischen Düngern sinnvoll.

Die Diversitätsindizes R und H ergaben eine ähnliche Verteilung wie der AWCD (Abbildung 4.12). Die Ähnlichkeit von H und AWCD weist allgemein darauf hin, dass hohe AWCD mit einem diverseren Substratabbau und nicht mit einem erhöhten Abbau einzelner Substrate zusammenhängen. Für KAS fand sich eine deutlich verringerte Diversität gegenüber den anderen Prüfgliedern. Höhere Diversitätsindizes nach organischer gegenüber mineralischer Düngung stehen im Einklang mit der Literatur, für Gärreste fand sich allerdings in der hier durchgeführten Literaturrecherche noch kein Nachweis (Abschnitt 2.3.5.1). Im Vergleich zur Kontrolle konnte in dieser Arbeit im Gegensatz zu García-Sánchez u. a. (2015) keine Erhöhung festgestellt werden.

Die PCA erlaubt einen Vergleich der funktionellen Struktur der bakteriellen Gemeinschaft zwischen den verschiedenen Düngern (Abbildung 4.13). Dabei ergab sich für einige Prüfglieder eine Clusterbildung der Wiederholungen, was auf eine systematische Beeinflussung der Populationsstruktur durch die jeweilige Düngung hinweist. Die Düngung war dabei allerdings nicht der Haupteinflussfaktor, wie sich durch den geringen Einfluss auf die HK 1 zeigte. Anhand der linearen Modelle konnte auch kein anderer relevanter Einflussfaktor für die HK 1 (z.B. Wassergehalt oder Block) identifiziert werden (Tabelle A7). Die Düngung bewirkte die größte Differenzierung zwischen Ri-Gülle und G-C-fl gegenüber KAS mit dazwischenliegenden Werten für G-CS und G-C-fe. Der Unterschied von KAS gegenüber G-C-fl könnte mit der fehlenden Ausgleichsdüngung zusammenhängen. Ri-Gülle und G-C-fl unterscheiden sich in vielen bodenchemischen Parametern und im TME, sodass die Ähnlichkeit dieser Prüfglieder im CLPP wahrscheinlich mit nicht untersuchten Parametern, z.B. der Organikstruktur, zusammenhängt. Insgesamt deutet die PCA an, dass sich viele Gärreste bezüglich der Struktur heterotropher Bakterien etwa zwischen Rindergülle und ausschließlicher KAS-Düngung gruppieren. Dies könnte eine Auswirkung der geringeren C-Verfügbarkeit der Gärreste sein.

Für Prüfglieder mit hoher Streuung zwischen den Wiederholungen im PCA-Ergebnis (Kontrolle, Stallmist, G-M) ergab sich ein geringer Düngereinfluss und es entwickelten sich in den Wiederholungen unterschiedliche bakterielle Gemeinschaften. Für Stallmist kann die Variabilität mit der Heterogenität des Materials zusammenhängen. Eine hohe Streuung für die ungedüngte Kontrolle wurde auch bei der PLFA-Untersuchung von Elfstrand u. a. (2007) gefunden und ist auch für ungestörte ungedüngte Kontrollen bekannt (Frąc u. a. 2012; Gomez u. a. 2006). Eine in den Kontrollparzellen variierende Segetalflora könnte daher mit der hohen Variabilität der Wiederholungen sowie der hohen Diversität für dieses Prüfglied zusammenhängen.

Insgesamt finden sich in der Literatur wenig CLPP-Untersuchungen nach differenzierter Düngung. Die hier gefundenen teils signifikanten Unterschiede zwischen organischer Düngung und mineralischer (HK 2 und HK 3) bzw. ungedüngter (HK 3) Kontrolle stehen im Einklang mit bisherigen Studien. Auch der Unterschied zwischen Gärrest- und Mineraldüngung (HK 2) entspricht bisherigen Ergebnissen (Ramezani u. a. 2015; Hupfaut u. a. 2016), allerdings erfolgte hier ein Nachweis unter Feldbedingungen. Unterschiede zwischen verschiedenen Gärresten sowie gegenüber Gülle (HK 2) fanden sich nach der hier durchgeführten Literaturrecherche ebenfalls noch nicht im Feld.

Methodisch wird am Biolog-CLPP kritisiert, dass durch die Kultivierung unter Laborbedingungen schnellwachsende Bakterien, die hohe Substratkonzentrationen bevorzugen, dominieren und dadurch nur ein kleiner Teil der mikrobiellen Gemeinschaft abgebildet wird (Paul 2007; Stefanowicz 2006; Torsvik und Øvreås 2002; Smalla u. a. 1998). Es ist daher möglich, dass Düngeeffekte, die schwer kultivierbare Bakterien oder K-Strategen betreffen, durch die Methode nicht erfasst wurden. Insbesondere die Interpretation des AWCD als Aktivität ist in diesem Zusammenhang schwierig und sollte eher als heterotrophes Abbaupotential verstanden werden. Allerdings gibt es für die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität unter Feldbedingungen mit Pflanzenbewuchs keine alternative Methode, die nicht ähnlich großen methodischen Beschränkungen unterliegt (Ottow 2011). Vielversprechend sind möglicherweise mRNA-Techniken, die sich noch in der

Entwicklung befinden (Ottow 2011). Auch die gemessene Diversität und Struktur der bakteriellen Gemeinschaft sind vor diesem Hintergrund als potentielle Eigenschaften zu verstehen. Zusätzliche Einschränkungen der Methode ergeben sich aus der Extraktion, Substratauswahl und dem Indikator Tetrazolium, der nicht von allen Bakterien reduzierbar ist (Stefanowicz 2006). Vorteilhaft an der Methode ist, dass mit dem C-Abbau eine wichtige Ökosystemfunktion des Bodens abgebildet wird (Torsvik u. a. 1996).

### 5.4.2 Denaturing gradient gel electrophoresis

Mit der angewendeten DGGE-Methode fanden sich keine Unterschiede zwischen den Prüfgliedern. Dieses Ergebnis deutet an, dass die bakterielle Gemeinschaft wahrscheinlich langfristig genetisch stabil gegenüber der differenzierten Düngung ist. Möglich ist allerdings auch eine zu geringe Sensitivität der Methode unter Feldbedingungen.

In der Literatur wurde eine Beeinflussung der genetischen Struktur durch differenzierte Düngung bisher häufig im Rahmen von Inkubationsversuchen oder Gefäßversuchen nachgewiesen (Abschnitt 2.3.5.2). Deutlich seltener konnten Langzeiteffekte unter Feldbedingungen nachgewiesen werden (Marschner u. a. 2003; Böhme u. a. 2005; Elfstrand u. a. 2007), wobei nur in Marschner u. a. (2003) explizit die bakterielle Struktur untersucht wurde. In einigen Versuchen ergaben sich analog zu dieser Arbeit keine oder nur geringe Düngeeffekte auf die genetische Struktur (Nyberg u. a. 2006; Sapp u. a. 2015), auch unter Feldbedingungen (Odlare u. a. 2011; Ros u. a. 2006; Sessitsch u. a. 2001). Möglicherweise wird die genetische Struktur im Feld in größerem Maße durch andere Faktoren wie Bodenart und -typ, Pflanzenart oder Zeit beeinflusst (siehe Literaturteil). Ge u. a. (2008) leiteten aus ihren Ergebnissen ab, dass „historische Zufälligkeiten“ die bakterielle Gemeinschaft wesentlich stärker prägen als „gegenwärtige Störungen“ durch Düngung. Auch die Untersuchungen von Buyer und Drinkwater (1997) weisen darauf hin, dass die Bewirtschaftungsgeschichte gegenüber der aktuell differenzierten Düngung relevanter für die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft ist.

Bei der gelweisen Auswertung von Gel 3 deutete sich eine Abgrenzung von Block 4 an (Abbildung 4.15). Leider kann der Blockeinfluss nicht allgemein beurteilt werden, da für diesen Faktor keine randomisierte Verteilung auf die Gele erfolgte. Die Abgrenzung von Block 4 könnte texturbedingt sein, da dieser Block einen geringeren Tongehalt aufweist (0,3 % gegenüber 1,11–1,41 % für die anderen Blöcke). Auch wurde visuell eine höhere Stauwasserneigung beobachtet, was auf Unterschiede bezüglich des Bodentyps hindeutet. Ein starker Einfluss von Bodenart oder -typ auf die bakterielle genetische Struktur wurde vielfach nachgewiesen (Abubaker u. a. 2013; Ramezani u. a. 2015; Girvan u. a. 2003; Sessitsch u. a. 2001).

Die zusätzlich bestimmten Parameter ermöglichen allgemeine Aussagen über die bakterielle Gemeinschaft des Bodens. Eine  $R_r$  von 218 beschreibt einen sehr habitablen und diversen Lebensraum (Marzorati u. a. 2008). Der Schnittpunkt der Pareto-Lorenz-Kurven mit  $x=0,2$  lag im Bereich von 33,5–45,5 %. Nach Marzorati u. a. (2008) ist eine mikrobielle Gemeinschaft mit einem Wert von 45 % deutlich stabiler gegenüber Umweltstress als Gemeinschaften mit Werten von 25 % oder 80 %. Die 45 %-Gemeinschaft ist durch eine hohe Anzahl einiger gut angepasster Organismen und durch die gleichzeiti-

ge Präsenz vieler verschiedener Organismen in geringer Zahl besonders gut in der Lage, auf veränderte Umweltbedingungen zu reagieren und ihre Funktionalität zu bewahren. Die Pareto-Lorenz-Kurven weisen daher auf eine relativ hohe genetische Stabilität der bakteriellen Gemeinschaft hin, die langfristig nicht durch die Düngung beeinflusst wurde. Die Gemeinschaft scheint in allen Varianten durch die gleichen Organismen dominiert zu sein, wie auch die vielen gemeinsamen Banden zeigen. Dass das Ökosystem Boden durch die räumliche Heterogenität eine außergewöhnlich hohe Diversität besitzt, ist aus der Literatur bekannt (Ottow 2011; Torsvik u. a. 1996; Braun u. a. 2010). Aus einer hohen genetischen Diversität kann allgemein eine hohe Pufferkapazität und genetische Stabilität abgeleitet werden, die häufig nur durch Landnutzungsänderungen oder gravierend eingreifende Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinträchtigt wird (Girvan u. a. 2003; Ottow 2011).

Es stellt sich die Frage, warum beim CLPP Unterschiede gefunden wurden und bei der DGGE nicht. In der DGGE wird die Präsenz von DNA nachgewiesen, woraus nicht auf Aktivität und nicht einmal Präsenz der korrespondierenden Zelle geschlossen werden kann. Dies begründet sich durch die hohe Anzahl inaktiver Organismen (Torsvik u. a. 1996) und die Stabilisierung von DNA im Boden durch verschiedene Mechanismen (Josephon u. a. 1993; Lorenz und Wackernagel 1987; Torsvik u. a. 1996; Ottow 2011). Es ergeben sich daher als mögliche Begründungen, dass (i) die im CLPP festgestellten Unterschiede nur einen kleinen aktiven Teil der Bakterien betreffen, (ii) durch die differenzierte Düngung nicht die Zusammensetzung aber die Aktivität der Organismen verändert wurde und (iii) Einflüsse der Düngung auf die genetische Struktur durch eine große Menge historischer DNA im Boden überdeckt werden. Dass der Boden ein großes genetisches Potential besitzt, wird auch dadurch bekräftigt, dass Inkubationszeiten beim CLPP von 2–3 Wochen zu einem positiven Abbausignal für alle Proben und Substrate führten. Zur genetischen Untersuchung der aktiven Organismen wird die Nutzung der rRNA diskutiert (Felske u. a. 1998; Felske und Akkermans 1998; Girvan u. a. 2003; Girvan u. a. 2004). Die Eignung dieser Methode wird allerdings auch angezweifelt (Griffiths u. a. 2003). Auch aus der Literatur ist bekannt, dass funktionelle und genetische Struktur sich unterscheiden können (Ottow 2011; Waldrop u. a. 2000; Buyer und Drinkwater 1997; Griffiths u. a. 2003; Fernández u. a. 1999; Marschner u. a. 2003). Die Zusammenhänge zwischen genetischer und funktioneller Diversität sind dabei noch weitestgehend unbekannt (Torsvik und Øvreås 2002; Ottow 2011).

Als methodische Probleme ergaben sich große Unterschiede zwischen den Gelen und eine geringe Wiederholgenauigkeit der Wiederholungsmessungen. Es ist unbekannt, ob diese Probleme durch die große Ähnlichkeit der Proben auftraten oder durch methodische Anpassungen vermeidbar gewesen wären. Allgemein wird für DGGE eine Vergleichbarkeit zwischen den Gelen und eine Reproduzierbarkeit der Ergebnisse angegeben (Muyzer 1999; Fromin u. a. 2007). Möglicherweise hätte das Ergebnis aber durch die Aufgabe definierter DNA-Mengen verbessert werden können (Fromin u. a. 2007). Trotz schlechter Vergleichbarkeit der Gele ergab auch die Auswertung der Einzelgele keine systematischen Düngeunterschiede. In der Literatur erfolgen Vergleiche ebenfalls häufig nur auf einem Gel (Braun u. a. 2010; Stark u. a. 2008; Griffiths u. a. 2003; Hupfaut u. a. 2016; Javoreková u. a. 2015; Smit u. a. 2001). Die Datenauswertung mit Bionumerics war durch die Anwendung verschiedener Methoden bereits relativ umfangreich

und entsprach den Empfehlungen des Supports und der Literatur (Rademaker und De Bruijn 2004; Fromin u. a. 2007), sodass sich in diesem Bereich wahrscheinlich keine methodischen Verbesserungsoptionen ergeben. Obwohl es sich um eine molekularbiologische Methode handelt, erfasst auch die DGGE die bakterielle Gemeinschaft nicht vollständig und es kann durch Extraktion und PCR zu einer selektiven Beeinflussung des Ergebnisses kommen (Ottow 2011; Marzorati u. a. 2008; Fromin u. a. 2007).

Insgesamt ist durch die fehlende Standardisierung molekularer Fingerprintmethoden und den generell geringen Wissensstand über den Einfluss verschiedener Dünger auf die genetische Struktur unter Feldbedingungen die Einordnung der Ergebnisse dieser Arbeit schwierig. Auch ist die Bedeutung möglicher Effekte weitestgehend ungeklärt. Es ist daher zu empfehlen, zunächst eine standardisierte genetische Fingerprintmethode für landwirtschaftliche Böden zu entwickeln und anschließend eine umfangreiche Untersuchung der Effekte herkömmlicher Düngestrategien vorzunehmen, beispielsweise in Dauerversuchen, bevor Gärresteffekte tiefergehend molekularbiologisch untersucht werden.

### 5.4.3 Biomasse saprotropher Pilze

Die gemessenen Ergosterolgehalte (Abbildung 4.17) befinden sich in einem für Ackerböden üblichen Bereich (Djakirana u. a. 1996; Montgomery u. a. 2000; Stahl und Parkin 1996; West und Grant 1987). Es ergab sich ein signifikanter Anstieg durch die Düngung im Frühjahr 2016. Da auch die Kontrolle und KAS einen Anstieg zeigten, könnte die Erhöhung auch mit der Witterung oder einem Mineralisierungsschub durch Bodenbearbeitung sowie Ernte- und Wurzelrückstände bedingt sein. Ein häufig beobachteter allgemein negativer Effekt der Bodenbearbeitung auf die Pilzbiomasse konnte somit in dieser Arbeit nicht festgestellt werden (Strickland und Rousk 2010; Bailey u. a. 2002; Beare u. a. 1992; Frey u. a. 1999).

Die beobachteten erhöhten Werte der meisten organischen Dünger gegenüber der Kontrolle stehen im Einklang mit der Literatur (Abschnitt 2.3.5.2). Für Gärreste wurde durch die höhere Abbaustabilität bzw. gedüngte Ligninmenge (Abbildung 3.3) gegenüber Ri-Gülle eine höhere Pilzbiomasse erwartet. Dies bestätigte sich nicht, da sich im Mai tendenziell geringere und im Juni ähnliche Werte für die Gärreste ergaben. Auch die höhere Abbaustabilität des Stallmists führte nicht zu erhöhten Biomassen saprotropher Pilze. Stattdessen ergab sich eine hohe Variabilität innerhalb der Gärreste mit vergleichsweise hohen Werten für G-C-fe und geringen Werten für G-C-fl und G-CS. Hinweise auf niedrigere Pilzbiomassen im Vergleich zu Gülle finden sich ebenfalls in der Literatur, allerdings erhielt dabei zumeist die Güllevariante mehr C (Wentzel und Joergensen 2016; Wentzel u. a. 2015). Eine hohe Variabilität der Ergosterolgehalte zwischen verschiedenen Gärresten fand sich auch in Wentzel und Joergensen (2016).

Die Auswertung der linearen Modelle ergab positive Zusammenhänge mit dem TME sowie der gedüngten Menge mineralischer N bzw. Ausgleichs-N, die wahrscheinlich indirekt über den TME positiv auf die Biomasse saprotropher Pilze wirkten. Der Mechanismus, dass Gärreste durch einen hohen mineralischen N-Gehalt erhöhte Erträge bewirken und durch ein resultierendes erhöhtes Bakterienwachstum Pilze negativ beeinflussen

(Walsh u. a. 2012b), bestätigte sich in diesem Versuch somit nicht, möglicherweise da sich der Zusammenhang hauptsächlich auf Mykorrhiza bezieht (Högberg u. a. 2003). Die Auswertung der linearen Modelle deutet auch an, dass die Zugabe von Zellulose für die Pilzbiomasse relevanter war als die zugeführte Ligninmenge bzw. die Abbaustabilität. Eine positive Wirkung von Zellulose auf die Pilzbiomasse ist aus der Literatur bekannt (Engelking u. a. 2007). Der negative Zusammenhang zum pH-Wert des Bodens entspricht ebenfalls der Literatur (Strickland und Rousk 2010; Joergensen und Wichern 2008; Djajakirana u. a. 1996) und könnte den hohen Wert für KAS begründen, neben dem hohen TME. Der Zusammenhang zur mikrobiellen Biomasse (DHA) war negativ und nicht signifikant, obwohl saprotrophe Pilze einen Teil der Biomasse bilden und positive Zusammenhänge aus der Literatur bekannt sind (Annabi u. a. 2007; Djajakirana u. a. 1996). Dies deutet an, dass Pilze und Bakterien unterschiedlich auf die differenzierte Düngung reagieren und in einer Konkurrenzbeziehung zueinander stehen. Der hohe Wert für KAS könnte demnach auch durch schlechte Bedingungen für bakterielles Wachstum (siehe DHA und AWCD) bedingt sein.

Möglicherweise hängen auch toxische Effekte mit den teils signifikanten Unterschieden zwischen den organischen Düngern zusammen. Bei den Ergebnissen wurde nicht dargestellt, dass auch teilweise die gedüngten Schwermetallmengen signifikante negative Zusammenhänge zum Ergosterolgehalt ergaben (Zn, Cu und Cd). Saprotrophe Pilze sind gegenüber Schwermetallen empfindlich (Hartikainen u. a. 2012; Baldrian 2003). Da aber Bakterien eine höhere Empfindlichkeit aufweisen (Rajapaksha u. a. 2004; Hartikainen u. a. 2012; Chander u. a. 2001) und für die Schwermetalltoxizität die Bodenbedingungen meist relevanter als die absolute Düngemenge sind (Diacono und Montemurro 2010), wird ein kausaler Zusammenhang in diesem Versuch als unwahrscheinlich betrachtet.

Methodisch ist anzumerken, dass der Ergosterolgehalt zwischen verschiedenen Pilzarten und dem Alter der Pilze variiert und Ergosterol auch extrazellulär im Boden vorkommt (Joergensen und Wichern 2008; Djajakirana u. a. 1996; Klamer und Bååth 2004; Nakamoto und Wakahara 2004; Strickland und Rousk 2010). Dadurch erlaubt die Methode keine exakte Quantifizierung der aktiven Biomasse saprotropher Pilze. Für diese Arbeit, bei der ein Vergleich auf dem selben Standort durchgeführt wurde, sind diese Nachteile wahrscheinlich weniger relevant und der methodische Vorteil, explizit Pilzhypen von saprotrophen Pilzen zu quantifizieren rechtfertigt die Methodenauswahl. Alternative Methoden wären die selektive SIR, PLFA oder eine mikroskopische Hyphenmessung, jeweils mit einer unterschiedlichen Aussage über die Pilzquantität (Joergensen und Wichern 2008; Strickland und Rousk 2010; Buscot und Varma 2005). Für Folgeuntersuchungen wäre eine Methode sinnvoll, die es erlaubt, Pilze mit Bakterien ins Verhältnis zu setzen, da das Pilz:Bakterien-Verhältnis sensitiv auf Umweltveränderungen reagiert und gleichzeitig Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen indiziert (Strickland und Rousk 2010).

## 5.5 Düngewirkung von Gärresten

### 5.5.1 Grünroggen: Ertrag und N-Entzug

Der TME des Grünroggens ergab die größte Differenzierung zwischen den Prüfgliedern im Vergleich zu Silomais und Sorghum (Abbildung 4.18). Eine Ausnahme bildete der Ertrag 2014 mit einem generell höheren Ertragsniveau. Dies könnte mit einer besseren Kompensation der Differenzen durch eine längeren Standzeit der Kultur (Tabelle 3.2) und höheren Temperaturen zu Jahresbeginn (Abbildung 3.1) zusammenhängen. Auch eine vergleichsweise schnelle Bodenbearbeitung nach der Ausbringung oder die spät erfolgte Ausgleichsdüngung 2014 könnte die Ergebnisse beeinflusst haben. Die Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr sowie die gesamten gedüngten N-Mengen zeigten keine Besonderheiten für 2014, sodass geringere Auswaschungsverluste als Ursache unwahrscheinlich erscheinen.

Hohe Erträge wurden für Grünroggen häufig für die Prüfglieder KAS, Ri-Gülle und G-C-fe erzielt. Die zeitübergreifende Auswertung bestätigte einen signifikant höheren Ertrag gegenüber den unseparierten Gärresten und G-C-fl (Abbildung 4.19). Viele der Gärreste konnten somit nicht das Ertragsniveau von KAS und Ri-Gülle erreichen. Zusätzlich ergaben sich insbesondere für G-C-fl geringe Erträge, die zeitübergreifend signifikant geringer als alle anderen gedüngten Prüfglieder waren. Durch die Auswertung des Mixed Models fand sich für die organischen Dünger ein starker positiver Zusammenhang des TME mit dem Anteil Ausgleichs-N am  $N_{\text{ged}}$  (Tabelle A5). Dies weist zusätzlich zu dem hohen TME von KAS auf eine deutlich bessere N-Verfügbarkeit aus KAS gegenüber organischen Düngern hin. Der negative Zusammenhang zum Lignin könnte auf eine Relation zur Abbaustabilität und somit zur Verfügbarkeit des  $N_{\text{org}}$  hindeuten und erklären warum Stallmist trotz hohem Anteil Ausgleichs-N (Abbildung 3.3) nicht das KAS-Niveau erreichte. Der positive Zusammenhang mit dem  $C_{\text{org}}$  des Bodens ist wahrscheinlich mit einer entgegengesetzt positiven Wirkung von Ernte- und Wurzelrückständen auf den Humusgehalt zu begründen. Bei der zeitübergreifenden Auswertung ist zu beachten, dass im Gegensatz zu den chemischen Bodenparametern eine vollständige zeitliche Unabhängigkeit der TME angenommen wurde. Da auch der Ertrag teilweise durch fortschreitende Änderungen der Bodenparameter beeinflusst wird, kam es möglicherweise zu einer Überschätzung der Signifikanzen.

Geringere Erträge nach organischer Düngung aufgrund der geringeren N-Verfügbarkeit gegenüber Mineraldüngern sind aus der Literatur bekannt (Abschnitte 2.4.1 und 2.4.3.1). Auch für die Gärrestdüngung im Winterroggen wurden geringere Ertragswirkungen bezüglich der gleichen N-Gabe berichtet (Bermejo Domínguez 2012; Matuschek u. a. 2017). Der enge Zusammenhang der Erträge mit dem N-Entzug ( $r=0,96$ , Tabelle A11) und die geringen Unterschiede im N-Gehalt der Pflanze (Abbildung A11) weisen darauf hin, dass für den Grünroggen die N-Versorgung ein begrenzender Faktor war. Die Mindererträge der Gärreste können demnach mit N-Verlusten oder einer deutlich langsameren Freisetzung des  $N_{\text{org}}$  zusammenhängen. Beide Mechanismen sind insbesondere im Winterhalbjahr relevant, da höhere Niederschläge Auswaschungsverluste erhöhen und geringe Temperaturen N-Mineralisation und Nitrifikation begrenzen.

Durch die geringe N-Aufnahme im Herbst und den frühen Wachstumsbeginn wird empfohlen, Grünroggen möglichst im Frühjahr zu düngen (Möller u. a. 2009; Adam u. a. 2012; Wendland und Lichti 2012; Matuschek u. a. 2017). Da eine Frühjahrsdüngung durch die fehlende Einarbeitung eventuell gasförmige Verluste erhöhen könnte, ist diese Option wahrscheinlich insbesondere für Gärreste mit geringen TS geeignet bzw. eine verlustarme Ausbringtechnik ist erforderlich. Eine Herbstdüngung ist für Winter- und Sommergetreide weiterhin sehr verbreitet und ist teilweise vorteilhaft zur Vermeidung von Bodenverdichtung, bei zu geringer Lagerkapazität oder aus arbeitswirtschaftlichen Gründen (Albert und Schliephake 2015). Durch die Novellierung der DÜV ist eine Herbstausbringung nun für viele Kulturen verboten, sodass Investitionen in bodenschonende und verlustarme Ausbringtechniken sowie eine allgemeine Optimierung des BGA-Betriebs hinsichtlich eines hohen N-Outputs im Frühjahr zu empfehlen sind (Möller und Müller 2012). Es ist zu beachten, dass einige Studien nur geringe Unterschiede zwischen Frühjahrs- und Herbstdüngung feststellen konnten (Bermejo Domínguez 2012; Svensson u. a. 2004; O'Reilly 2014). Eventuell wäre zum besseren Verständnis der N-Dynamik des Versuchs ein kürzerer Parallelversuch sinnvoll, der einen Vergleich von Herbst- und Frühjahrsdüngung sowie verschiedener Ausbringtechniken erlaubt.

Durch die Aufteilung der Mineraldüngung in zwei Gaben erfolgte wahrscheinlich eine gute Anpassung der Düngung an den N-Bedarf der Pflanze. Beispielsweise ergab sich nach der 2. Ausgleichsdüngung im Frühjahr 2016 eine signifikante Zunahme der Bestockung gegenüber der Kontrolle für alle Prüfglieder, die eine Ausgleichsdüngung erhielten (alle außer G-C-fl, Abbildung 4.24). Eine flexiblere Anwendung ist ein bekannter Vorteil von Mineraldüngern (Formowitz und Fritz 2010; Röber und Schacht 2008). Für Grünroggen wird ein kombinierter Einsatz von Gärresten im Herbst und Mineraldüngern zu Wachstumsbeginn empfohlen (Bermejo Domínguez 2012). Auch in dieser Arbeit ergab sich durch Kombination mit mineralischer N-Düngung beispielsweise für G-C-fe ein zu KAS vergleichbares Ertragsniveau.

### 5.5.2 Silomais und Sorghum: Ertrag und N-Entzug

Die Erträge von Silomais und Sorghum waren 2015 und 2016 für Brandenburg praxisüblich (Adam u. a. 2012). Seit Versuchsbeginn (Abbildungen A10 und 4.18) bestätigte sich außerdem ein aus der Literatur bekannter geringerer Ertrag für Sorghum gegenüber Silomais (Adam u. a. 2012). 2016 erreichte Sorghum 85 % des TME von Silomais 2015, obwohl im Zeitraum Mai–Oktober mit 178 mm nur etwa halb soviel Niederschläge wie 2016 auftraten. Dies deutet mögliche Vorteile von Sorghum auf trockenen Standorten an. Ein vermehrter Anbau von Sorghum statt Silomais wäre möglicherweise vorteilhaft für Biodiversität und Humushaushalt, es ist aber mit einer schlechteren Methanausbeute und Silierbarkeit der TM zu rechnen (Adam u. a. 2012).

Für Silomais 2015 und Sorghum 2016 fanden sich analog zum Grünroggen positive Ertragseffekte der Dünger, allerdings waren die Unterschiede zwischen den gedüngten Prüfgliedern geringer. Im gesamten Versuchszeitraum ergab sich für die Gärreste mit Ausnahme von G-C-fl ein ähnliches Ertragsniveau wie für KAS und Ri-Gülle. Im



Gegensatz zum Grünroggen traten bei Silomais und Sorghum signifikante Unterschiede in den N-Gehalten der TM auf, sodass sich auch die N-Entzüge zwischen den gedüngten Prüfgliedern unterschieden (Abbildungen 4.20 und A11). Dabei ergaben sich hohe Werte für KAS, Ri-Gülle und G-C-fe und geringe Werte für G-C-fl und somit eine ähnliche Verteilung wie bei TME und N-Entzug des Grünroggens. Auch die Blattfarbe von Sorghum zeigte ähnliche Relationen (Abbildung 4.23). Die Ähnlichkeit dieser Messungen deutet systematische Unterschiede in der N-Versorgung aller Kulturen an.

Dass die Gärreste mit Ausnahme von G-C-fl für Silomais und Sorghum trotz teilweise geringerer N-Versorgung das Ertragsniveau von KAS erreichten, deutet auf andere wachstumsbegrenzende Faktoren hin (Abschnitt 2.4.3.1). Analog berichteten Kautz und Rauber (2007) in einem Feldversuch mit Silomais von signifikanten Unterschieden in der N-Versorgung, die sich nicht im Ertrag widerspiegeln. Möglicherweise werden diese Faktoren erst durch die längere Vegetationszeit im Vergleich zu Grünroggen relevant. Auch eine höhere N-Mineralisation aus dem N-Pool während der Sommermonate könnte Unterschiede teilweise ausgeglichen haben. Eine Wachstumsbegrenzung durch P und K erscheint anhand der gemessenen Werte nicht wahrscheinlich (Abschnitt 5.2.2). Möglich ist eine Begrenzung durch Wasser oder Wärme.

Beide Kulturen gelten als wärmeliebend (Lieberei und Reisdorff 2012). Für die anspruchsvollere Kultur Sorghum ergab sich allerdings mit 1117°C eine ausreichende Wärmesumme für eine mittelfrühe bis mittelspäte Sorte<sup>2</sup> (Zeise u. a. 2016). Obwohl beide Kulturen trockentolerant sind, kann Wassermangel durch zu geringe Niederschläge, den sandigen Standort und den Zweitfruchtanbau aufgetreten sein (Lieberei und Reisdorff 2012; Adam u. a. 2012). Für die in dieser Arbeit genutzte Fruchtfolge werden Probleme bei Aufgang und Abreife beschrieben (Adam u. a. 2012). Für die im Frühjahr gemessenen Wassergehalte ergaben sich vor Silomais 2015 geringere Werte für Prüfglieder mit hohem Ertragsniveau für Grünroggen (Abbildung A7). Dies könnte die Silomaiserträge von Prüfgliedern mit guter N-Versorgung vermindert haben. Auswirkungen der variierenden Wasserversorgung auf den Aufgang der Pflanzen waren nicht festzustellen, da sich für Prüfglieder mit geringem Wassergehalt keine geringere Pflanzendichte (Abbildung A12) und auch keine Verzögerung der Pflanzenentwicklung zeigte. Die allgemeine Aufgangszeit betrug in beiden Jahren acht Tage und deutete somit ebenfalls keine Verzögerung durch Trockenheit an. Eine mögliche Wachstumsbegrenzung durch Wärme und Wasser weist darauf hin, dass langfristig im Versuch neben der N-Versorgung auch bodenphysikalische Bodeneigenschaften ertragswirksam werden könnten.

Positive Ertragseffekte von Gärresten für Silomais und Sorghum sind aus der Literatur bekannt (Abschnitt 2.4.3.1). Die im Vergleich zu KAS für einige Gärreste verringerten N-Entzüge bestätigen bisherige Studien mit Mais (Sieling u. a. 2013; Bachmann u. a. 2011), es wurden allerdings auch ähnliche N-Düngewirkungen wie bei Mineraldüngern berichtet (Sieling u. a. 2013; Morris und Lathwell 2004; Chantigny u. a. 2008). Auch der Ertrag von Mais und Sorghum bei gleicher N-Düngebasis war teilweise gegenüber Mineraldüngern verringert (Wragge 2014; Bermejo Domínguez 2012; Bachmann u. a.

<sup>2</sup>berechnet für den Zeitraum Aussaat bis Ernte als summierte Tageswerte des Durchschnitts von Maximal- und Minimaltemperatur mit einer Basistemperatur von 10°C

2011; Asmus u. a. 1988), erreichte aber häufig auch ein gleiches Niveau (Chantigny u. a. 2008; Bermejo Domínguez 2012; Ross u. a. 1989; Riva u. a. 2016; Koblenz 2014; Morris und Lathwell 2004). Dieser Versuch ergab für Silomais und Sorghum ebenfalls zu Mineraldüngern vergleichbare Erträge, wenn Gärreste mit Mineraldüngern kombiniert wurden. Dass sich Mais aufgrund der langen Vegetationsdauer gut für die Düngung mit Gärresten eignet, ist aus der Literatur bekannt (Abschnitte 2.4.1.2 und 2.4.3.1). Gegenüber Grünroggen wirkt sich wahrscheinlich die Eigenschaft von Mais, auch nach der Blüte noch 35–45 % des N aufzunehmen, positiv auf die N-Ausnutzung organischer Dünger aus (Hirel u. a. 2007). Außerdem besteht der N-Bedarf beim Mais zu einer Jahreszeit mit hoher N-Mineralisation. Möglicherweise hätte die N-Effizienz durch eine Aufteilung der Düngung mit einer zusätzlichen Gabe im 4–6-Blattstadium weiter erhöht werden können, da insbesondere Sorghum eine langsame Jugendentwicklung aufweist (Adam u. a. 2012; Möller u. a. 2009; Albert und Schliephake 2015; Wendland und Lichti 2012; Lichti u. a. 2012).

Im Vergleich zu Ri-Gülle bestätigte sich keine verbesserte N-Düngewirkung und Ertragsleistung der Gärreste durch den höheren  $\text{NH}_4^+$ -N-Gehalt, wie durch einige Gefäß- und Feldversuche angedeutet wurde (Bachmann u. a. 2011; Asmus u. a. 1988; Sieling u. a. 2013; Vaneeckhaute u. a. 2013). Dass sich stattdessen teilweise geringere N-Entzüge und Erträge ergaben, sollte aufgrund der variierenden Ausgleichsdüngung nicht überinterpretiert werden.

### 5.5.3 Allgemeine Ertrags- und N-Düngewirkung

Die systematischen Unterschiede in der N-Versorgung hängen sehr wahrscheinlich mit der variierenden Ausgleichsdüngung und der schlechteren N-Verfügbarkeit aus organischer Düngung zusammen. Da in diesem Versuch vier Gärreste den geringsten Anteil Ausgleichsdüngung erhielten (Abbildung 3.3), kann keine klare Aussage darüber getroffen werden, ob die geringere N-Verfügbarkeit eine gärrestspezifische Eigenschaft ist. Die Literatur deutet nicht darauf hin (Abschnitt 2.4.1.2). Für die geringe N-Verfügbarkeit könnte eine vermehrte N-Speicherung im  $\text{N}_{\text{org}}$ -Pool verantwortlich sein. Dies erscheint allerdings unwahrscheinlich, da sich für die entsprechenden Gärreste keine N-Anreicherung im Boden zeigte und auch keine erhöhte N-Nachlieferung im Gefäßversuch (Abbildungen 4.1 und 4.25). Da N in den Gärresten hauptsächlich als  $\text{NH}_4^+$  vorliegt, sind Verluste wahrscheinlich. Es sprechen verschiedene Argumente dafür, dass der Hauptverlustweg die N-Auswaschung ist. Zunächst ist durch den sandigen Standort von einem erhöhten Auswaschungsrisiko auszugehen (Blume u. a. 2010). Weiterhin fand sich für Dünger mit hohem pH-Wert (G-C-fe und Stallmist, Abbildung 3.2) keine verringerte N-Verfügbarkeit und für G-C-fl wäre aufgrund dem geringen TS von niedrigen Verlusten auszugehen. Außerdem ergaben sich die Unterschiede relativ unabhängig davon, ob die Bodenbearbeitung direkt oder erst nach einigen Tagen erfolgte (Tabelle 3.2). Bei  $\text{NH}_3$ -Verlusten wäre zusätzlich von einer deutlichen Schwankung durch variierende Witterungsbedingungen am Ausbringungstermin auszugehen. Weitere mögliche Verlustwege wären gasförmige Verluste als  $\text{N}_2$  oder  $\text{N}_2\text{O}$  sowie Verluste im Zeitraum zwischen Düngernalytik und Ausbringung.

Das niedrige Ertragsniveau von G-C-fl im Vergleich zu G-C-fe entspricht nicht den Erwartungen anhand der Literatur (Abschnitte 2.4.1.2 und 2.4.3.1). Neben der fehlenden Ausgleichsdüngung könnten auch phytotoxische Effekte mit dem geringen Ertragsniveau von G-C-fl zusammenhängen (Abschnitt 2.4.3.2). Negative Effekte durch Schwermetalle sind aufgrund der zu den anderen Düngern ähnlichen Gehalte und des hohen pH-Werts im Boden unwahrscheinlich (Abbildungen A1 und 4.2). Am Ende des Untersuchungszeitraums könnte eine K-Übersorgung negativ gewirkt haben, es fand sich allerdings bereits 2012 ein geringes Ertragsniveau (Abbildung A10). Da weiterhin keine Kopfdüngung erfolgte und G-C-fe mit gleichem Ausgangssubstrat keine negativen Effekte ergab, waren phytotoxische Effekte wahrscheinlich keine relevante Ursache für die Mindererträge von G-C-fl.

Die Ergebnisse dieser Arbeit deuten an, dass durch eine Kombination von Gärresten mit Mineraldüngern eine Verbesserung der N-Düngewirkung erzielt werden kann. Eine kombinierte Anwendung wird auch häufig in der Literatur empfohlen (Bermejo Domínguez 2012; Möller u. a. 2009; Reinhold und Zorn 2015a; Möller 2014; Loth u. a. 2016). Für Mais wird auch eine alleinige Düngung mit Gärresten vorgeschlagen (Loth u. a. 2016; Sensel u. a. 2012), was die niedrigen Erträge für G-C-fl in diesem Versuch nicht bestätigen. Eine kombinierte Anwendung ermöglicht zusätzlich eine bessere Steuerung der P- und K-Versorgung zur Vermeidung von Überschüssen (Abschnitt 5.2.2).

Gärreste haben durch ihren hohen  $\text{NH}_4^+$ -N-Anteil gegenüber anderen organischen Düngern das Potential, in ähnlicher Weise wie Mineraldünger den N-Bedarf der Pflanze schnell und flexibel zu decken. Ertragsvorteile gegenüber Gülle finden sich für verschiedene Kulturen in der Literatur hauptsächlich in Gefäßversuchen, aber auch unter Feldbedingungen (Abschnitt 2.4.3.1). In diesem Versuch ergab sich dieser Vorteil nicht, möglicherweise da die Düngung nicht zu den Zeitpunkten höchsten N-Bedarfs und mit nicht optimaler Ausbringtechnik erfolgte. Weitere Forschung ist notwendig, um zu verstehen unter welchen Bedingungen und mit welchen Maßnahmen Ertragsvorteile durch Gärrestdüngung im Vergleich zu unvergorenen organischen Düngern erzielt werden können. Da eine allgemeine Beurteilung der Ertragswirkung von Gärresten anhand der Literatur durch viele variierende Versuchsfaktoren (Boden, Klima, Vergleichsbasis, Ausbringtechnik und -zeitpunkt, Pflanzenart und -sorte, Gärresteigenschaften) erschwert wird, wäre für zukünftige Untersuchungen eine Standardisierung einiger Bereiche und eine verstärkte Kooperation zwischen den Forschungseinrichtungen sinnvoll.

#### 5.5.4 Qualität

Für den TS wird für eine Biogasnutzung von Grünroggen ein optimaler Bereich von 28–35 % angegeben (Sticksel 2010). Dieser wurde in der Regel nicht erreicht, wahrscheinlich aufgrund der geringen Vegetationszeit in der Fruchtfolge. Teilweise erhöhte Werte für Prüfglieder mit niedrigem Ertragsniveau könnten mit einer geringeren Anzahl Blütenanlagen zum Zeitpunkt der Ernte durch eine schlechteren N-Versorgung zusammenhängen. Für Silomais und Sorghum werden ebenfalls Werte >28 % angestrebt (Durst und Eberlein 2015; Zeise u. a. 2016; Adam u. a. 2012). Diese wurden mit Ausnahme der Kontrolle (Silomais 2015) und KAS (Sorghum 2016) erreicht. Eine Erhöhung des TS

der geernteten Kulturen wäre gegebenenfalls durch Nutzung von frühen Sorghum- und Silomaisorten möglich (Adam u. a. 2012).

Obwohl der Proteingehalt kein Qualitätskriterium für eine Biogasnutzung ist, können die N-Gehalte im Erntegut Informationen über eine mögliche Futternutzung liefern (Abbildung A11). Geringere N-Gehalte einiger Gärrestvarianten gegenüber KAS und Ri-Gülle für Silomais und Sorghum weisen auf eine vergleichsweise schlechtere Qualität hin. Dass diese Unterschiede sich bei diesen beiden Kulturen nur wenig im Ertrag widerspiegeln, kann bei einer Biogasnutzung auch die Möglichkeit einer verringerten N-Gabe andeuten.

### 5.5.5 Wuchshöhe, Blattflächenindex, Blattfarbe, Entwicklung

Allgemein zeigte sich im Versuch eine hohe Korrelation der untersuchten pflanzenbaulichen Parameter (Tabelle A11). Dies war insbesondere für Grünroggen der Fall, da die N-Versorgung bei dieser Kultur wahrscheinlich wachstumsbegrenzend war und die Ernte vor der Fruchtentwicklung erfolgte. Unabhängig davon können die untersuchten Parameter zu einem detaillierteren Prozessverständnis der Ertragsbildung beitragen.

Unterschiede in der Wuchshöhe zwischen den gedüngten Prüfgliedern fanden sich im Grünroggen ab Ende März/ Anfang April und damit 2016 etwas später als Unterschiede in der Bestockung (Abbildungen 4.21 und 4.24 sowie Tabelle A9). Für Silomais ergaben sich gegenüber Sorghum wesentlich früher Unterschiede (BBCH 15 bzw. 43), was mit dem schnelleren Wachstum und der schneller Entwicklung von Silomais 2015 zusammenhängen kann (Tabelle A10). Nach der Blüte fand dann im Silomais wieder ein Angleichen der Unterschiede statt, möglicherweise durch langfristige N-Nachlieferung oder von der Düngung unabhängige wachstumsbegrenzende Faktoren. Für Silomais war die Wuchshöhe und der LAI von KAS zeitweise gegenüber G-CS signifikant verringert (Abbildung 4.22). Da im Gegensatz dazu der N-Entzug von KAS signifikant gegenüber G-CS erhöht war, bestätigt sich ein relevanter Einfluss anderer Faktoren auf das Wachstum. Analog fand Bermejo Domínguez (2012) zeitweise Unterschiede in der Wuchshöhe gedüngter Prüfglieder für Sorghum, die sich im TME nicht mehr zeigten. Insgesamt fand sich für alle Kulturen ein enger Zusammenhang der Wuchshöhe mit dem TME.

Der LAI ergab ebenfalls einen engen Zusammenhang zum TME. Für Grünroggen war diese Korrelation im Vergleich zu den Sommerkulturen besser, wahrscheinlich durch den geringeren Abstand der Messung zum Erntetermin. Die relativ geringen LAI für Silomais sind möglicherweise methodisch durch den Einfluss der direkten Sonneneinstrahlung zu begründen (LI-COR 2012). Durch eine relativ konstante Einstrahlung während der Messung und die blockweise Durchführung betrifft dieser Fehler wahrscheinlich nicht die Vergleichbarkeit der Prüfglieder.

Die Blattfarbe ist ein Maß für die N-Versorgung von Getreide (Hagen und Hoppe 2016). Für die im Sorghum gemessenen Werte ergaben sich hohe Korrelationen mit dem N-Entzug und dem TME. Es deutet sich somit ein relativ hoher Einfluss der N-Versorgung auf die Erträge an. Allerdings kann auch die Wasserversorgung die Blattfarbe beeinflussen (Hagen und Hoppe 2016) und N-Überschüsse werden nicht erfasst (Scheper u. a. 1992).

Die Entwicklung wurde nur wenig durch die unterschiedliche Düngung beeinflusst, sodass sich keine durchgängige Verzögerung der Entwicklung für bestimmte Prüfglieder ergab. Wahrscheinlich ist die Witterung ein dominanterer Faktor für die Entwicklung. Die Messung der Bestockung im Grünroggen deutet jedoch an, dass temporäre Unterschiede in den Entwicklungsstadien die Ertragsstruktur beeinflusst haben. Die Bestockung zeigte bereits im Februar eine tendenzielle Differenzierung durch die unterschiedliche N-Versorgung, sodass sich ein signifikanter Zusammenhang zum TME und N-Entzug ergab (beide  $r=0,65$ ). KAS erzielte im Februar den höchsten Wert, obwohl  $\frac{1}{3}$  der N-Gabe noch nicht erfolgt war. Es deutet sich somit ein relativ früher N-Bedarf des Grünroggens sowie eine gute Ausnutzung von KAS aus der Herbstdüngung an.

### 5.5.6 Gefäßversuch zur N-Nachlieferung

Der Gefäßversuch diente der Untersuchung des N-Nachlieferungsvermögens im Frühjahr. Da die Probenahme etwa fünf Monate nach der Herbstdüngung erfolgte, ist davon auszugehen, dass der  $N_{\min}$ -Gehalt des Bodens durch Auswaschung oder Aufnahme durch den Grünroggen für alle Prüfglieder sehr gering war. Die Nährstoffversorgung des Hafers erfolgte daher wahrscheinlich hauptsächlich aus der Mineralisation organischer Nährstoffe. Unterschiede in Wachstum und Entwicklung des Hafers sollten daher mit Unterschieden in der langfristigen Nährstoffverfügbarkeit in Verbindung stehen. Die mehrjährige Düngung könnte diese Verfügbarkeit durch die Zufuhr organischer Substanzen unterschiedlicher Stabilität, variierender Mengen an mineralischem N und anderen Nährstoffen, variierende Erträge sowie Effekte auf die Mikrobiologie beeinflusst haben. Es ergaben sich für die gedüngten Prüfglieder insgesamt geringe Kornerträge (umgerechnet durchschnittlich  $22,2 \text{ dt ha}^{-1}$ ) und geringe TKG ( $21,7 \text{ g}$ ), was den Nährstoffmangel durch die fehlende zusätzliche Düngung anzeigt. Durch die gute Versorgung des Bodens mit P und K (Messungen ergaben  $P_{DL} 9,9\text{--}16,8 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$  und  $K_{DL} 6,8\text{--}17,0 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ ), lag wahrscheinlich eine N-Limitierung vor.

Bei allen untersuchten Parametern erzielten die gedüngten Prüfglieder gegenüber der Kontrolle signifikant höhere Werte, was eine N-Nachlieferung für alle eingesetzten Dünger anzeigt (Abbildung 4.25). Ri-Gülle ergab signifikant höhere Erträge gegenüber einigen Gärresten und einen höheren N-Entzug gegenüber allen Gärresten außer G-C-fe. Für die Parameter TME und Körner Pflanze<sup>-1</sup> fanden sich sogar Signifikanzen gegenüber allen Gärresten. Die sich andeutende bessere N-Nachlieferung für Ri-Gülle gegenüber den Gärresten ist wahrscheinlich durch die geringere Abbaustabilität von Ri-Gülle zu begründen, da eine für Gärreste typische geringere  $N_{org}$ -Gabe in diesem Versuch nicht abgebildet wurde (Abbildung 3.3). Allgemein steht eine niedrigere Mineralisation und N-Nachlieferung für Gärreste im Einklang mit der Literatur (Abschnitt 2.1.2.1).

KAS ergab ebenfalls für Strohertrag, TME, Körner Pflanze<sup>-1</sup>, Wuchshöhe und Blattfarbe teilweise gegenüber Gärresten signifikant erhöhte Werte, obwohl erst  $\frac{2}{3}$  der Düngung erfolgt war. Neben einer direkten Düngewirkung des im Herbst gedüngten N, könnte auch die Nachlieferung aus Ernte- und Wurzelrückständen die Werte erklären. Die hohe N-Nachlieferung von Ri-Gülle scheint jedoch kein ausschließlicher Effekt des hohen Anteils Ausgleichsdüngung zu sein, da Stallmist mit einem ähnlichen Anteil

einen signifikant geringeren N-Entzug ergab. Ebenfalls gegen einen relevanten Einfluss der Ausgleichsdüngung sprechen die zu den anderen Gärresten ähnlichen Werte für G-C-fl.

Es ergab sich eine deutlichere Differenzierung für Körner Pflanze<sup>-1</sup> als für das TKG. Dies deutet an, dass die Unterschiede in der N-Versorgung relativ früh auftraten und längerfristig die N-Nachlieferung zwischen den Prüfgliedern ähnlich war. Im Feldversuch zeigte sich bisher kein Einfluss der N-Nachlieferung auf die Ertragsbildung. Es trat mit der Zeit keine Abnahme der Ertragsunterschiede auf. Wahrscheinlich wird ein großer Teil des hier untersuchten N-Nachlieferungspotentials während der Sommerkultur ausgenutzt. Für eine Abschätzung der langfristigen N-Nachlieferung wären längere Untersuchungszeiträume notwendig (Schröder u. a. 2007; Gutser u. a. 2005; Amon u. a. 2016). Möglicherweise ist nach langjähriger Gärrestanwendung eine erhöhte Nachlieferung aus dem N<sub>org</sub>-Pool messbar, falls dieser sich langfristig durch die höhere Abbaustabilität anreichert.

Für Folgeversuche könnte das längerfristige Nachlieferungspotential durch eine längere Versuchszeit des Gefäßversuchs mit mehreren Folgekulturen ermittelt werden. Die Probenahme könnte auch nach der Sommerkultur erfolgen, da zu diesem Zeitpunkt eine maximale Mineralisation der zugeführten Dünger angenommen werden kann. Für nachfolgende Versuche sollte für eine verbesserte statistische Auswertung kein Vermischen der Wiederholungspartzellen erfolgen.

## 5.6 Allgemeine ökologische Beurteilung der Biogastechnologie

In dieser Arbeit wurden nur einige Aspekte der Bodenfruchtbarkeit diskutiert, die direkt von einer Düngung mit Gärresten beeinflusst werden. Es gibt zahlreiche indirekte Effekte der Biogastechnologie, die die hier beobachteten Wirkungen überdecken könnten.

Bezüglich der Entwicklung der Humusgehalte und SAS fanden sich in dieser Studie bei C<sub>org</sub>-basiertem Versuchsdesign keine Unterschiede zwischen Gärresten und herkömmlichen organischen Düngern. Durch den C-Verlust ins Biogas wird in der Praxis allerdings gegenüber dem unvergorenen Material weniger C gedüngt. Auf Betriebsebene kann dieser C-Verlust möglicherweise durch zusätzliches Material aus dem NawaRo-Anbau ausgeglichen werden (Möller 2015). Für den Energiepflanzenanbau wird allerdings auch eine vermehrte Humuszehrung durch Abfuhr der Ganzpflanzen und ein hohes Erosionsrisiko diskutiert (Kautz und Rauber 2007; Leithold 2010; Vogel u. a. 2016).

In Betrieben mit Biogasproduktion findet durch verringerte Nährstoffexporte in Form von Nahrungsmitteln eine verbesserte Kreislaufführung der Nährstoffe statt, es ergibt sich allerdings dadurch ein erhöhtes Emissionsrisiko (Möller und Müller 2012; Reinhold und Zorn 2015a). Möller (2015) diskutierte eine mögliche Verschiebung von Emissionen bei der Lagerung auf das Feld durch die Biogastechnologie sowie eine mögliche Verlustminderung durch einen flexibleren Einsatz organischer Reststoffe. Das Auswaschungsrisiko wird durch hohe Maisanteile in der Fruchtfolge erhöht, aber möglicherweise durch vermehrten Zwischenfruchtanbau vermindert (Möller 2015). Insbesondere bei einer

räumlichen Konzentration von BGA werden erhebliche Nährstoffemissionen beobachtet (Reinhold und Zorn 2015a; Insam u. a. 2015; Ribbe u. a. 2013).

Durch die Biogastechnologie kann allgemein von einer deutlichen Reduktion der Treibhausgasemissionen durch die Einsparung fossiler Energieträger ausgegangen werden, obwohl Emissionen unter Feldbedingungen sowie die langfristige Entwicklung der Humusgehalte noch nicht ausreichend erforscht sind (Willms u. a. 2015; Lütke Börding 2017). Zusätzlich werden bei einer teilweisen oder vollständigen Substitution von Mineraldüngern Treibhausgasemissionen und Ressourcenverbrauch gemindert. Hinsichtlich der Biodiversität wird ein hoher Flächenanteil von Silomais diskutiert (Gemmeke u. a. 2010), es ergeben sich allerdings durch Mischkulturen mit einem geringen Bedarf an Pflanzenschutzmitteln auch neue Möglichkeiten, die Biodiversität von Agrarökosystemen zu erhöhen (Magerl u. a. 2011). Der Anbau von Energiepflanzen steht zudem allgemein in einem Flächenkonflikt mit der Nahrungsmittelproduktion (Insam u. a. 2015).

Somit wird deutlich, dass neben den bisher unbekannten langfristigen Effekten der Gärrestnutzung auf den Boden auch bezüglich der Gesamtumweltwirkung der Biogastechnologie noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Zusätzlich zu langjährigen Feldversuchen sind daher auch umfangreichere Forschungsprojekte notwendig, die den gesamten Biogasprozess im Betrieb und verschiedene Umweltwirkungen einbeziehen.





## 6 Schlussfolgerungen

Ziel dieser Arbeit war die Untersuchung von Effekten mehrjähriger Gärrestdüngung auf die Bodenfruchtbarkeit, da aufgrund der charakteristischen Gärresteigenschaften spezifische langfristige Wirkungen möglich sind. Der angelegte Feldversuch hat durch seine sechsjährige Laufzeit, das  $C_{org}$ -basierte Versuchsdesign, den sandigen Standort und den Einbezug verschiedener Gärreste und herkömmlicher Dünger einen besonderen Wert für die Forschung in diesem Bereich. Die Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit sollte möglichst umfassend durch ausgewählte Indikatoren aus den Bereichen Bodenchemie, Bodenphysik, Bodenmikrobiologie und Pflanzenbau beschrieben werden. Die Humusdynamik bildete dabei ein Schwerpunkt, da sie insbesondere auf sandigen Standorten eine entscheidende Rolle für die Bodenfruchtbarkeit spielt.

Für Humusgehalt und  $C_{hwl}$  des Bodens ergab sich nach sechs Jahren eine Förderung durch die Gärreste gegenüber ungedüngter und mineralischer Kontrolle, woraus sich eine allgemein positive Wirkung der Gärreste auf die Bodenfruchtbarkeit andeutet. Es fanden sich allerdings keine Unterschiede innerhalb der organischen Dünger und keine Hinweise darauf, dass Gärreste durch die höhere Abbaustabilität bei gleicher  $C_{org}$ -Gabe eine höhere Humusreproduktionsleistung haben. Einen detaillierteren Einblick in die Dynamik der organischen Substanz ergab die Untersuchung der POM-Bindungsstärke. Dabei deutete sich für die ausschließliche Mineral-N-Düngung ein vermehrter Abbau der in Aggregaten gebundenen POM an. Für Gärreste fanden sich keine Hinweise auf negative Effekte, wie beispielsweise Priming. Der Einbau der POM nach Gärrestdüngung zeigte keine spezifischen Unterschiede zu den anderen organischen Düngern, es deutete sich allerdings eine veränderte Dynamik für die beiden festen organischen Dünger an. Weiterhin ergaben sich Hinweise darauf, dass das durch die organische Düngung zugeführte organische Material allgemein relativ schwach im Boden gebunden wird und für den Erhalt eines erhöhten Humusgehaltes auf dem Standort eine kontinuierliche organische Düngung notwendig ist.

Weitere bodenchemische Untersuchungen deuteten an, dass eine langjährige Gärrestdüngung das Risiko einer Überversorgung mit K und P erhöht. Dieses Risiko besteht insbesondere bei hohen Gehalten im Gärrest (z.B. separierte flüssige Gärreste), alleiniger Gärrestanwendung und gut versorgten Standorten. Zur Vermeidung dieser Überschüsse ist möglicherweise eine Kombination mit Mineraldüngern sinnvoll. Eine Versauerung durch die Düngung mit Gärresten ergab sich trotz hoher  $K^+$ -Versorgung nicht. Der pH-Wert wurde wahrscheinlich stärker durch die variierenden Erträge beeinflusst.

Zur Untersuchung des Risikos von Verschlämmung und Erosion wurde die Aggregatstabilität der Makroaggregate zu verschiedenen Zeitpunkten untersucht. Es ergab sich dabei eine allgemein positive Wirkung der Gärreste auf die Aggregatstabilität im Vergleich zur ungedüngten und mineralischen Kontrolle. Diese Wirkung war etwa mit der von Rinder-

gülle vergleichbar, sodass sich also auch für die Aggregatstabilität keine Auswirkung der höheren Stabilität der Gärreste fand. Im Herbst deutete sich innerhalb der organischen Dünger kurzfristig eine geringere Förderung der Aggregatstabilität für die festen Dünger an. Die Aggregatstabilität des Standorts wird wahrscheinlich durch die Faktoren  $C_{org}$ ,  $C_{hwl}$  und der mikrobiellen Biomasse wesentlich bestimmt, während sich ein geringerer Einfluss der Pilzbiomasse auf die Stabilisierung andeutet. Dispergierungseffekte durch eine hohe Zufuhr monovalenter Kationen durch Gärreste wurden an dem Standort nicht beobachtet, möglicherweise haben diese Prozesse aber für den tonarmen Standort eine geringe Relevanz. Untersuchungen der Benetzungshemmung ergaben, dass die gemessene Erhöhung der Aggregatstabilität durch Gärrestdüngung nicht mit einer Erhöhung der Benetzungshemmung in Verbindung steht. Auf der intakten Oberfläche im Feld zeigte sich für den Standort allgemein eine geringe Ausprägung der Benetzungshemmung und kein Hinweis auf eine Erhöhung durch Gärrestdüngung.

Es wurde die Aktivität und Struktur der heterotrophen Bakterien im Boden mit dem CLPP untersucht. Dabei fand sich nach ausschließlicher Mineral-N-Düngung eine deutliche Verminderung der Aktivität und Diversität, auch gegenüber der ungedüngten Kontrolle. Dies deutet einen negativen Effekt der ausschließlichen KAS-Düngung auf das Bodenleben an, der nicht nur auf die fehlende Organikzufuhr zurückzuführen ist. Für Gärreste ergab sich im Vergleich zur Mineraldüngung eine Förderung der Aktivität und Diversität. Diese Förderung war vergleichbar mit Stallmist, jedoch für einige Gärreste tendenziell geringer als für Rindergülle. Die Aktivitätsunterschiede gegenüber Rindergülle waren hauptsächlich durch ein teilweise signifikant geringeres Abbaupotential für Polymere begründet. Obwohl für diese Stoffgruppe ein höheres Abbaupotential nach Gärrestdüngung vermutet wurde, wird eine Anpassung der Gemeinschaft heterotropher Bakterien an die spezifische Organikzufuhr sichtbar. Die PCA des CLPP deutete für einige Dünger die langfristige Ausbildung einer spezifischen funktionellen Struktur an. Dabei ordneten sich die Gärreste zwischen Rindergülle und ausschließlicher Mineral-N-Düngung ein und unterschieden sich in der zweiten Hauptkomponente teilweise signifikant von diesen beiden Düngern. Für die verschiedenen Gärreste ergab sich eine hohe Variabilität in der funktionellen Struktur. Allgemein deutete sich an, dass neben dem Versuchsfaktor andere unbekannte Faktoren die Struktur heterotropher Bakterien wesentlich beeinflussten.

Im Gegensatz zur funktionellen Struktur wurde die mit der DGGE untersuchte genetische Struktur der Bakterien langfristig nicht durch die Düngung beeinflusst. Es deutete sich dabei allgemein eine hohe Diversität an, wodurch die Gemeinschaft des Standorts wahrscheinlich langfristig stabil gegenüber Änderungen durch die differenzierte Düngung ist. Die im CLPP gefundenen Unterschiede betreffen wahrscheinlich nur einen geringen aktiven Teil der bakteriellen Gemeinschaft.

Die Biomasse saprotropher Pilze wurde durch viele der Gärreste gefördert, es ergaben sich aber auch signifikant geringere Werte gegenüber KAS und signifikante Unterschiede innerhalb der Gärreste. Eine Förderung saprotropher Pilze durch die höhere Abbaustabilität im Vergleich zu Rindergülle bestätigte sich durch die Ergebnisse somit nicht. Es wird vermutet, dass variierende Erträge die Ergebnisse stärker beeinflusst haben als die Abbaustabilität der organischen Dünger.

In der Energiepflanzenfruchtfolge aus Grünroggen, Silomais und Sorghum deutete sich durch die N-Entzüge eine systematisch geringere N-Verfügbarkeit aus den Gärresten gegenüber der mineralischen N-Düngung an. Diese geringere N-Verfügbarkeit war hauptsächlich für den Grünroggen ertragswirksam. Für Silomais und Sorghum konnte durch mit KAS kombinierter Gärrestdüngung das Ertragsniveau der ausschließlichen Mineral-N-Düngung erreicht werden, woraus sich eine gute Eignung der Gärrestdüngung für diese Kulturen ableiten lässt. Nur der separierte flüssige Gärrest, welcher keine Ausgleichsdüngung erhielt, ergab für alle Kulturen deutliche Mindererträge. Durch die bessere N-Verfügbarkeit von KAS ergab sich ein systematischer Einfluss der Ausgleichsdüngung auf die Erträge, sodass die direkte Düngewirkung der organischen Dünger nicht mehr vergleichbar war. Die gegenüber Rindergülle teilweise signifikant geringeren Erträge für die Gärreste sind daher wahrscheinlich durch den geringen Anteil Ausgleichsdüngung zu begründen. Allerdings zeigte sich eine verbesserte N-Nachlieferung für Rindergülle im Frühjahr, die wahrscheinlich nicht nur mit der Ausgleichsdüngung in Verbindung stand. Die Ergebnisse deuteten an, dass die geringeren Erträge der Gärreste hauptsächlich auf N-Verluste zurückzuführen waren und weniger auf die Speicherung als  $N_{org}$ . Da durch den hohen Mineralisierungsgrad der Gärreste von einem generell hohen Verlustrisiko auszugehen ist, ist zur optimalen Ausnutzung des Nährstoffpotentials ein an den Bedarf der Pflanze angepasster Düngetermin, eine verlustarme Ausbringtechnik sowie eine Kombination mit mineralischen Düngern zu empfehlen.

Insgesamt ergaben sich in dem durchgeführten Versuch überwiegend positive Wirkungen der Düngung mit Gärresten auf die untersuchten Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit. Die meisten in der Literatur formulierten möglichen negativen Effekte bestätigten sich in diesem Versuch somit nicht, wobei dieses Ergebnis im Kontext der spezifischen Standort- und Versuchsbedingungen zu sehen ist. Als mögliche negative Wirkungen der Gärrestdüngung deuteten sich P und K-Überschüsse sowie N-Verluste an. Dass sich in den mikrobiologischen Untersuchungen für die Gärreste teilweise von herkömmlichen Düngern abweichende Ergebnisse fanden, könnte eine veränderte Nährstoffdynamik andeuten, die sich erst langfristig auf chemischen Bodeneigenschaften auswirkt und zu diesem Zeitpunkt noch nicht beurteilt werden kann.

Bei ausschließlicher Mineral-N-Düngung zeigten sich in diesem Versuch im Vergleich zur organischen Düngung deutlich negative Effekte auf die Bodenfruchtbarkeit. Die mit Mineraldüngern kombinierte Gärrestanwendung hatte bei teilweise vergleichbarem Ertragsniveau nicht diese Wirkung. Es bietet sich somit durch die teilweise Substitution von Mineraldüngern durch Gärreste die Möglichkeit negative Effekte der Mineraldüngung auf die Bodenfruchtbarkeit erheblich zu verringern und zusätzlich den Energie- und Ressourcenbedarf für die Düngerherstellung zu senken.

Die sich in diesem sechsjährigen Versuch angedeutete positive Wirkung der Gärrestdüngung sollte durch eine längere Versuchszeit abgesichert werden. Zusätzlich sind weitere Versuche mit anderen Standortverhältnissen und Referenzsystemen notwendig, um mögliche Risiken umfassender beurteilen zu können.



# Literatur

- Abdullahi, Y. A., J. C. Akunna, N. A. White, P. D. Hallett und R. Wheatley (2008). „Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment“. In: *Bioresour. Technol.* 99.18, S. 8631–8636.
- Abiven, S., S. Menasseri, D. A. Angers und P. Leterme (2007). „Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 58, S. 239–247.
- Abiven, S., S. Menasseri und C. Chenu (2009). „The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis“. In: *Soil Biol. Biochem.* 41.1, S. 1–12.
- Abott, L. K. und D. V. Murphy (2007). „What is soil biological fertility?“ In: *Soil biological fertility*. Springer-Verlag. Kap. 1, S. 1–15.
- Abubaker, J., H. Cederlund, V. Arthurson und M. Pell (2013). „Bacterial community structure and microbial activity in different soils amended with biogas residues and cattle slurry“. In: *Appl. Soil Ecol.* 72, S. 171–180.
- Abubaker, J., K. Risberg und M. Pell (2012). „Biogas residues as fertilisers - effects on wheat growth and soil microbial activities“. In: *Appl. Energy* 99, S. 126–134.
- Adam, L., G. Barthelmes, A. Biertümpfel, C. von Buttlar, L. Böhm u. a. (2012). *Energiepflanzen für Biogasanlagen Brandenburg*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Gülzow.
- Ahmad, R. und N. Jabeen (2009). „Demonstration of growth improvement in sunflower (*Helianthus annuus* L.) by the use of organic fertilizers under saline conditions“. In: *Pakistani J. Bot.* 41.3, S. 1373–1384.
- Albert, E. und W. Schliephake (2015). *Effizienter Wirtschaftsdüngereinsatz*. Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Albiach, R., R. Canet, F. Pomares und F. Ingelmo (2000). „Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil“. In: *Bioresour. Technol.* 75, S. 43–48.
- Albuquerque, J. A., C. de la Fuente und M. P. Bernal (2012a). „Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 160, S. 15–22.
- Albuquerque, J. A., C. de la Fuente, M. Campoy, L. Carrasco, I. Nájera u. a. (2012b). „Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties“. In: *Eur. J. Agron.* 43, S. 119–128.
- Amon, T., H. Döhler, S. Grebe, S. Klages, U. Roth u. a. (2016). „Qualität und Verwertung des Gärrückstandes“. In: *Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung*. Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V., S. 184–202.

- Anderson, T. und K. H. Domsch (1989). „Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils“. In: *Soil Biol. Biochem.* 21.4, S. 471–479.
- Andruschkewitsch, M., C. Wachendorf und M. Wachendorf (2013). „Effects of digestates from different biogas production systems on above and belowground grass growth and the nitrogen status of the plant-soil-system“. In: *Grassl. Sci.* 59, S. 183–195.
- Angers, D. A. und A. N'Dayegamiye (1991). „Effects of manure application on carbon, nitrogen, and carbohydrate contents of a silt loam and its particle-size fractions“. In: *Biol. Fertil. Soils* 11, S. 79–82.
- Annabi, M., S. Houot, M. Annabi, C. Francou, M. Poitrenaud u. a. (2007). „Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71.2, S. 413–423.
- Aoyama, M., D. A. Angers und A. N'Dayegamiye (1999). „Protected organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications“. In: *Can. J. Soil Sci.* 79, S. 419–425.
- Aoyama, M., D. A. Angers, A. N'Dayegamiye und N. Bissonnette (2000). „Metabolism of <sup>13</sup>C-labeled glucose in aggregates from soils with manure application“. In: *Soil Biol. Biochem.* 32, S. 295–300.
- Applied Maths NV (2016). Bionumerics (Bionumerics Version 7.6). Software.
- Appuhn, A. und R. G. Joergensen (2006). „Microbial colonisation of roots as a function of plant species“. In: *Soil Biol. Biochem.* 38, S. 1040–1051.
- Arthurson, V. (2009). „Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residue to agricultural land - potential benefits and drawbacks“. In: *Energies* 2, S. 226–242.
- Asmus, F., B. Linke und H. Dunkel (1988). „Eigenschaften und Düngewirkung von ausgefauter Gülle aus der Biogasgewinnung“. In: *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 32.8, S. 527–532.
- Assefa, B. A., J. J. Schoenau und M. C. J. Grevers (2004). „Effects of four annual applications of manure on Black Chernozemic soils“. In: *Can. Biosyst. Eng.* 46.6, S. 39–46.
- Augustin, J., U. Hagemann, M. Drösler, S. Glatzel, H. Kage u. a. (2015). „Treibhausgasemissionen nach der Düngung mit Gärrückständen“. In: *Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Aurbacher, J., G. P. Kornatz und J. Müller (2015). „Ökonomische Betrachtung der Ausbringung von Gärrückständen“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Bachmann, J., S. K. Woche, M.-O. Goebel, M. B. Kirkham und R. Horton (2003). „Extended methodology for determining wetting properties of porous media“. In: *Water Resour. Res.* 39.12, S. 1–11.
- Bachmann, S., M. Gropp und B. Eichler-Löbermann (2014). „Phosphorus availability and soil microbial activity in a 3 year field experiment amended with digested dairy slurry“. In: *Biomass and Bioenergy* 70, S. 429–439.
- Bachmann, S., R. Uptmoor und B. Eichler-Löbermann (2016). „Phosphorus distribution and availability in untreated and mechanically separated biogas digestates“. In: *Sci. Agric.* S. 9–17.

- Bachmann, S., S. Wentzel und B. Eichler-Löbermann (2011). „Codigested dairy slurry as a phosphorus and nitrogen source for *Zea mays* L. and *Amaranthus cruentus* L.“ In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174.6, S. 908–915.
- Bailey, V. L., J. L. Smith und H. Bolton Jr. (2002). „Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration“. In: *Soil Biol. Biochem.* 34, S. 997–1007.
- Baldrian, P. (2003). „Interactions of heavy metals with white-rot fungi“. In: *Enzyme Microb. Technol.* 32.1, S. 78–91.
- Baral, K. R., R. Labouriau, J. E. Olesen und S. O. Petersen (2017). „Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, S. 188–198.
- Bary, A., C. Cogger und D. M. Sullivan (2004). „Fertilizing with manure“. In: *Farming West Cascades Ser.* PNW0533.
- Bastida, F., K. Jindo, J. L. Moreno, T. Hernández und C. García (2012). „Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus–enzyme complexes under semi-arid conditions“. In: *Eur. J. Soil Biol.* 53, S. 94–102.
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker und S. Walker (2015). „Fitting linear mixed-effects models using {lme4}“. In: *J. Stat. Softw.* 67, S. 1–48.
- Båth, B. und S. Elfstrand (2008). „Use of red clover-based green manure in leek cultivation“. In: *Biol. Agric. Hortic.* 25, S. 269–286.
- Baudoin, E., E. Benizri und A. Guckert (2003). „Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere“. In: *Soil Biol. Biochem.* 35, S. 1183–1192.
- Baumgartl, T. und R. Horn (1993). Die Bestimmung der Aggregatstabilität - ein Methodenvergleich. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel. Kiel.
- BBodSchG (1998). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). letzte Änderung 27.06.2017.
- Beare, M. H., D. C. Coleman, B. R. Pohlad und D. H. Wright (1992). „Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage soils“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57.2, S. 392–399.
- Beck, R. und R. Brandhuber (2012). „Effekte der Gärrestdüngung auf Humus und Bodenstruktur“. In: *Düngung mit Biogasgärresten. effektiv-umweltfreundlich-bodenschonend. 10. Kulturlandschaftstag.* Weichering, S. 49–58.
- Beer, V. und L. Suntheim (2003). Untersuchung zur Düngewirkung von Gülle unterschiedlicher Herkunft vor und nach der Behandlung in Biogasanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden.
- Bellamy, P. H., P. J. Loveland, R. I. Bradley, R. M. Lark und G. J. D. Kirk (2005). „Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003“. In: *Nature* 437, S. 245–248.
- Beni, C., P. Servadio, S. Marconi, U. Neri, R. Aromolo u. a. (2012). „Anaerobic digestate administration: effect on soil physical and mechanical behavior“. In: *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 43, S. 821–834.

- Bermejo Domínguez, G. (2012). „Agro-ecological aspects when applying the remaining products from agricultural biogas processes as fertilizer in crop production“. Diss. Humboldt Universität zu Berlin.
- Bernal, M. P. und H. Kirchmann (1992). „Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil“. In: *Biol. Fertil. Soils* 13.3, S. 135–141.
- BGK (2013). Prüfzeugnis Gärprodukt flüssig. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Köln.
- BioAbfV (1998). Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV). letzte Änderung 27.09.2017.
- Bittman, S., T. A. Forge und C. G. Kowalenko (2005). „Responses of the bacterial and fungal biomass in a grassland soil to multi-year applications of dairy manure slurry and fertilizer“. In: *Soil Biol. Biochem.* 37.4, S. 613–623.
- Black, A. S., R. R. Sherlock, K. C. Cameron, N. P. Smith und K. M. Goh (1985). „Comparison of three field methods for measuring ammonia volatilization from urea granules broadcast on to pasture“. In: *J. Soil Sci.* 36.2, S. 271–280.
- Blagodatskaya, E. V., S. A. Blagodatsky, T.-H. Anderson und Y. Kuzyakov (2009). „Contrasting effects of glucose, living roots and maize straw on microbial growth kinetics and substrate availability in soil“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 60, S. 186–197.
- Blagodatskaya, E. V. und Y. Kuzyakov (2008). „Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review“. In: *Biol. Fertil. Soils* 45.2, S. 115–131.
- Blume, H. P., G. W. Brümmer, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabler u. a. (2010). Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- BMUB (2014). Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 Eckpunkte des BMUB. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Böhme, L., U. Langer und F. Böhme (2005). „Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 109.1-2, S. 141–152.
- Bölter, M. (2015). „Wechselwirkung zwischen Gärprodukten und der mikrobiologischen Aktivität“. In: *Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Bossuyt, H., K. Denef, J. Six, S. D. Frey, R. Merckx u. a. (2001). „Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability“. In: *Appl. Soil Ecol.* 16, S. 195–208.
- Bougnom, B. P., C. Niederkofler, B. A. Knapp, E. Stimpfl und H. Insam (2012). „Residues from renewable energy production: Their value for fertilizing pastures“. In: *Biomass and Bioenergy* 39, S. 290–295.
- Brauckmann, H.-J. und G. Broll (2007). „Auswirkungen der Ausbringung von Gärresten aus Biogasanlagen auf Regenwürmer“. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 110, S. 743–760.
- Braun, B., U. Böckelmann, E. Grohmann und U. Szewzyk (2010). „Bacterial soil communities affected by water-repellency“. In: *Geoderma* 158.3-4, S. 343–351.



- Brenner, A. (2008). „Untersuchungen zur Düngewirkung von Gärrückständen unter besonderer Berücksichtigung von  $\text{NH}_3$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Verlusten“. Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- Bronick, C. und R. Lal (2005). „Soil structure and management: a review“. In: *Geoderma* 124.1-2, S. 3–22.
- Brookes, P. (2001). „The soil microbial biomass: concept, measurement and applications in soil ecosystem research“. In: *Microbes Environ.* 16.3, S. 131–140.
- Bryant, E. C. (1983). „Area-under-the-curve analysis and other analysis strategies for repeated measures clinical trials“. In: *Inst. Stat. Mimeo Ser.* 1453.
- Büks, F. und M. Kaupenjohann (2016). „Enzymatic biofilm digestion in soil aggregates facilitates the release of particulate organic matter by sonication“. In: *Soil* 2.4, S. 499–509.
- Buscot, F. und A. Varma (2005). *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Buyanovsky, G. a., M. Aslam und G. H. Wagner (1994). „Carbon turnover in soil physical fractions“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 1167–1173.
- Buyer, J. S. und L. E. Drinkwater (1997). „Comparison of substrate utilization assay and fatty acid analysis of soil microbial communities“. In: *J. Microbiol. Methods* 33, S. 3–11.
- Campbell, C. D., S. J. Grayston und D. J. Hirst (1997). „Use of rhizosphere carbon sources in sole carbon source tests to discriminate soil microbial communities“. In: *J. Microbiol. Methods* 30.1, S. 33–41.
- Campos, A. B. D., J. M. Reichert und C. Huang (2004). „Near-surface hydrology, runoff production, and soil loss from surface-applied liquid swine manure“. In: *13th International soil conservation organisation conference*. 723.
- Carvalhais, L. C., P. G. Dennis, D. Fedoseyenko, M. R. Hajirezaei, R. Borriss u. a. (2011). „Root exudation of sugars, amino acids, and organic acids by maize as affected by nitrogen, phosphorus, potassium, and iron deficiency“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174.1, S. 3–11.
- Cavalli, D., G. Cabassi, L. Borrelli, G. Geromel, L. Bechini u. a. (2016). „Nitrogen fertilizer replacement value of undigested liquid cattle manure and digestates“. In: *Eur. J. Agron.* 73, S. 34–41.
- Cerli, C., L. Celi, K. Kalbitz, G. Guggenberger und K. Kaiser (2012). „Separation of light and heavy organic matter fractions in soil - Testing for proper density cut-off and dispersion level“. In: *Geoderma* 170, S. 403–416.
- Chambers, B. J., K. A. Smith und B. F. Pain (2000). „Strategies to encourage better use of nitrogen in animal manures“. In: *Soil Use Manag.* 16, S. 157–166.
- Chander, K., J. Dyckmans, R. Joergensen, B. Meyer und M. Raubuch (2001). „Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties“. In: *Biol. Fertil. Soils* 34, S. 241–247.
- Chantigny, M. H., D. A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N. Eriksen-Hamel u. a. (2008). „Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure“. In: *Agron. J.* 100.5, S. 1303–1309.
- Chantigny, M. H., D. A. Angers, P. Rochette, G. Bélanger, D. Massé u. a. (2007). „Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure“. In: *J. Environ. Qual.* 36, S. 1864–1872.

- Chen, R., E. Blagodatskaya, M. Senbayram, S. Blagodatsky, O. Myachina u. a. (2012). „Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities“. In: *Biomass and Bioenergy* 45, S. 221–229.
- Christensen, B. (1988). „Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions“. In: *Biol. Fertil. Soils* 5, S. 304–307.
- Clements, L. J. (2013). „The suitability of anaerobic digesters on organic farms“. Diss. University of Southampton, UK.
- LI-COR (2012). LAI-220 Plant canopy analyzer. Manual. Lincoln, USA.
- Cordes, R. (2015). „Gärrückstände als Alternativdünger für die Algenproduktion“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Cosentino, D., C. Claire und Y. Le Bissonnais (2006). „Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil“. In: *Soil Biol. Biochem.* 38, S. 2053–2062.
- Dahlberg, S. P., J. A. Lindley und J. F. Giles (1988). „Effect of anaerobic digestion on nutrient availability from dairy manure“. In: *Trans. ASAE* 31, S. 1211–1216.
- Dawson, C. J. und J. Hilton (2011). „Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus“. In: *Food Policy* 36, S14–S22.
- De Boer, H. (2008). „Co-digestion of animal slurry can increase short term nitrogen recovery by crops“. In: *J. Environ. Qual.* 37.5, S. 1968–1973.
- De Neve, S., S. Sleutel und G. Hofman (2003). „Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, S. 13–20.
- DeBano, L. F. (2000). „Water repellency in soils: a historical overview“. In: *J. Hydrol.* 231–232, S. 4–32.
- Debosz, K., S. Petersen, L. K. Kure und P. Ambus (2002). „Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties“. In: *Appl. Soil Ecol.* 19, S. 237–248.
- Dekker, L. W. und P. D. P. Jungerius (1990). „Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands“. In: *Catena Supplement*. 18, S. 173–183.
- Dekker, L. W. und C. J. Ritsema (2000). „Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils“. In: *J. Hydrol.* 231–232, S. 148–164.
- Diacono, M. und F. Montemurro (2010). „Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review“. In: *Agron. Sustain. Dev.* 30, S. 401–422.
- DIN 19683-16 (2015). Bodenbeschaffenheit - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 16: Bestimmung der Aggregatstabilität nach dem Siebtauchverfahren.
- DIN EN 15936 (2012). Sludge, treated biowaste, soil and waste - Determination of total organic carbon (TOC) by dry combustion.
- DIN ISO 10390 (2005). Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes.
- Djajakirana, G., R. G. Joergensen und B. Meyer (1996). „Ergosterol and microbial biomass relationship in soil“. In: *Biol. Fertil. Soils* 22.4, S. 299–304.
- Doerr, S. H., R. A. Shakesby und R. P. D. Walsh (2000). „Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance“. In: *Earth Sci. Rev.* 51.1–4, S. 33–65.

- Doerr, S., R. Shakesby, L. Dekker und C. Ritsema (2006). „Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 57, S. 741–754.
- Dominik, P. (2011). Literaturschau zur Beziehung zwischen organischer Düngung bzw. Pflanzenresten und mikrobieller Aktivität sowie Aggregatstabilität in Böden.
- Dowle, M. und A. Srinivasan (2017). data.table: extension of ‘data.frame’. Manual.
- DüMV (2012). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsmitteln, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). letzte Änderung 26.05.2017.
- DüngG (2009). Düngegesetz. letzte Änderung 05.05.2017.
- Durst, L. und M. Eberlein (2015). „Bereitung hochwertiger Silage – die Grundlage für hohen Biogasertrag“. In: *Biogas Forum Bayern* 2.7.
- DüV (2017). Verordnung über die Anwendung von Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV).
- Ebertseder, T. (2008). „Düngewirkung von Kompost und von flüssigen Gärrückständen im Vergleich“. In: *H & K Aktuell* 1, S. 64–67.
- Edmeades, D. C. (2003). „The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 66, S. 165–180.
- Edwards, C. A. und J. R. Lofty (1982). „Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils“. In: *Soil Biol. Biochem.* 14, S. 515–521.
- EEA (2016). Renewable energy in Europe — recent growth and knock-on effects. European Environmental Agency.
- EEG (2017). Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG 2017). Ausfertigungsdatum 21.07.2014; letzte Änderung 17.07.2017.
- Eekeren, N. van, H. de Boer, J. Bloem, T. Schouten, M. Rutgers u. a. (2009). „Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers“. In: *Biol. Fertil. Soils* 45, S. 595–608.
- Eichler-Löbermann, B., S. Köhne und D. Köppen (2007). „Effect of organic, inorganic, and combined organic and inorganic P fertilization on plant P uptake and soil P pools“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, S. 623–628.
- Elfstrand, S., B. Båth und A. Mårtensson (2007). „Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek“. In: *Appl. Soil Ecol.* 36, S. 70–82.
- Elste, B., S. Tischer und O. Christen (2010). „Einfluss von Biogasgärrückständen auf Abundanz und Biomasse von Lumbriciden“. In: *Boden und Standortqualität - Bioindikation mit Regenwürmern. Gemeinsame Sitzung Kommission III DBG und Fachgruppe 4 Bundesverband Boden*. Osnabrück: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, BVB Fachhochschule Osnabrück.
- Engeli, H., W. Edelmann, J. Fuchs und K. Rottermann (1993). „Survival of plant pathogens and weed seeds during anaerobic digestion“. In: *Water Sci. Technol.* 27.2, S. 69–76.
- Engelking, B., H. Flessa und R. G. Joergensen (2007). „Shifts in amino sugar and ergosterol contents after addition of sucrose and cellulose to soil“. In: *Soil Biol. Biochem.* 39, S. 2111–2118.

- Engels, C., P. Mewes und S. Höcker (2015). „Humuswirkung, Humusreproduktionskoeffizienten und Gärückstände“. In: *Pflanzenbauliche Verwertung von Gärückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Erhart, E., T. Siegl, M. Bonell, H. Unterfrauner, R. Peticzka u. a. (2014). „Fertilization with liquid digestate in organic farming – effects on humus balance, soil potassium contents and soil physical properties“. In: 16, S. 4419.
- Ernst, G., A. Müller, H. Göhler und C. Emmerling (2008). „C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*)“. In: *Soil Biol. Biochem.* 40.6, S. 1413–1420.
- Eurx (2017). Perpetual Taq DNA Polymerase. [https://www.eurx.com.pl/ow\\_userfiles/plugins/wysiwygeditor/images/2/Perpetual\\_Taq.pdf](https://www.eurx.com.pl/ow_userfiles/plugins/wysiwygeditor/images/2/Perpetual_Taq.pdf).
- Fachverband Biogas (2017). Branchenzahlen 2015 und Prognose der Branchenentwicklung 2016. Freising.
- Fauci, M. F. und R. P. Dick (1994). „Soil microbial dynamics: short- and long-term effects of inorganic and organic nitrogen“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, S. 801–806.
- Felske, A. und A. D. L. Akkermans (1998). „Spatial homogeneity of abundant bacterial 16S rRNA molecules in grassland soils“. In: *Microb. Ecol.* 36, S. 31–36.
- Felske, A., A. Wolterink, R. van Lis und A. D. L. Akkermans (1998). „Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drentse A grassland soils (the Netherlands)“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 64.3, S. 871–879.
- Fernández, A., S. Huang, S. Seston, J. Xing, R. Hickey u. a. (1999). „How stable is stable? Function versus community composition“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 65.8, S. 3697–3704.
- Field, J. A., J. S. Caldwell, S. Jeyanayagam, R. B. Reneau, W. Kroontje u. a. (1984). „Fertilizer recovery from anaerobic digesters“. In: *Trans. ASAE* 27, S. 1871–1876.
- Formowitz, B. und M. Fritz (2010). „Biogas digestates as organic fertilizer in different crop rotations“. In: *18th Eur. Biomass Conf. Exhib.* S. 224–229.
- Fouda, S., S. von Tucher, F. Lichti und U. Schmidhalter (2013). „Nitrogen availability of various biogas residues applied to ryegrass“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176, S. 572–584.
- Fox, J. und S. Weisberg (2011). *An {R} companion to applied regression*. 2. Ausgabe. Thousand Oaks, USA: Sage.
- Frąc, M., K. Oszust und J. Lipiec (2012). „Community level physiological profiles (CLPP), characterization and microbial activity of soil amended with dairy sewage sludge“. In: *Sensors* 12, S. 3253–3268.
- Francou, C. (2003). „Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage – Recherche d’indicateurs pertinents“. Diss. Institut National Agronomique Paris-Grignon, France.
- Fraser, D. G., J. W. Doran, W. W. Sahs und G. W. Lesoing (1988). „Soil microbial populations and activities under conventional and organic management“. In: *J. Environ. Qual.* 17, S. 585–590.
- Frey, S. D., E. T. Elliott und K. Paustian (1999). „Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients“. In: *Soil Biol. Biochem.* 31, S. 573–585.

- Friedel, J. K., J. C. Munch und W. R. Fischer (1996). „Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a haplic luvisol after several years of different cultivation and crop rotation“. In: *Soil Biol. Biochem.* 28.4, S. 479–488.
- Fromin, N., J. Hamelin, S. Tarnawski, D. Roesti, N. Forestier u. a. (2007). „Minireview. Statistical analysis of denaturing gel electrophoresis (DGGE) fingerprinting patterns“. In: *Environ. Microbiol.* 4.11, S. 634–643.
- Frøseth, R. B., A. K. Bakken, M. A. Bleken, H. Riley, R. Pommeresche u. a. (2014). „Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations“. In: *Eur. J. Agron.* 52, S. 90–102.
- Fuchs, J. G., A. Berner, J. Mayer und K. Schleiss (2008). „Einfluss von Komposten und Gärgut auf die Bodenfruchtbarkeit“. In: *Agrarforschung* 15.6, S. 276–281.
- Fuchs, J. G. (2007). „Wirkung von Kompost und Gärrückstand auf den Boden“. In: *Umwelt Wissen/ Abfall* 43, S. 28–30.
- Furukawa, Y. und H. Hasegawa (2006). „Response of spinach and komatsuna to biogas effluent made from source-separated kitchen gargage“. In: *J. Environ. Qual.* 35.5, S. 1939–1947.
- Galvez, A., T. Sinicco, M. L. Cayuela, M. D. Mingorance, F. Fornasier u. a. (2011). „Use of organic residues for the recovery of soil and environmental sustainability“. In: *Environ. Qual.* 7.3, S. 33–40.
- Galvez, A., T. Sinicco, M. L. Cayuela, M. D. Mingorance, F. Fornasier u. a. (2012). „Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 160, S. 3–14.
- García-Sánchez, M., J. A. Siles, T. Cajthaml, I. García-Romera, P. Tlustos u. a. (2015). „Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities“. In: *Eur. J. Soil Biol.* 71, S. 1–12.
- Garg, R. N., H. Pathak, D. K. Das und R. K. Tomar (2005). „Use of flyash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of soil“. In: *Environ. Monit. Assess.* 107, S. 1–9.
- Ge, Y., J. He, Y. Zhu, J. Zhang, Z. Xu u. a. (2008). „Differences in soil bacterial diversity: driven by contemporary disturbances or historical contingencies?“ In: *ISME J.* 2, S. 254–264.
- Gell, K., J. VanGroenigen und M. L. Cayuela (2011). „Residues of bioenergy production chains as soil amendments: Immediate and temporal phytotoxicity“. In: *J. Hazard. Mater.* 186.2-3, S. 2017–2025.
- Gemmeke, B., C. Rieger, P. Weiland, J. Schröder, V. Plogsties u. a. (2010). Biogas-Messprogramm II - 61 Biogasanlagen im Vergleich. Gülzow: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Gericke, D., A. Pacholski und H. Kage (2007). „NH<sub>3</sub>-Emissionen bei der ackerbaulichen Nutzung von Gärrückständen aus Biogasanlagen“. In: *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*. 19. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, S. 1–2.
- Gerzabek, M. H. und H. Rössner (1992). Über den Einfluss der Lagerungszeit von Bodenaggregaten auf die Aggregatstabilität. Seibersdorf, Austria: Hauptabteilung Agrarforschung und Biotechnologie des österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf.

- Ghani, A., M. Dexter und K. W. Perrott (2003). „Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation“. In: *Soil Biol. Biochem.* 35, S. 1231–1243.
- Girvan, M. S., J. Bullimore, A. S. Ball, J. N. Pretty und A. M. Osborn (2004). „Responses of active bacterial and fungal communities in soils under winter wheat to different fertilizer and pesticide regimens“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 70.5, S. 2692–2701.
- Girvan, M. S., J. Bullimore, J. N. Pretty, A. S. Ball und A. M. Osborn (2003). „Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 69.3, S. 1800–1809.
- Goberna, M., S. M. Podmirseg, S. Waldhuber, B. A. Knapp, C. García u. a. (2011). „Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure“. In: *Appl. Soil Ecol.* 49, S. 18–25.
- Goebel, M.-O., J. Bachmann, M. Reichstein, I. A. Janssens und G. Guggenberger (2011). „Soil water repellency and its implications for organic matter decomposition - is there a link to extreme climatic events?“ In: *Glob. Chang. Biol.* 17.8, S. 2640–2656.
- Göhler, H. und C. Emmerling (2007). Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrückständen aus NaWaRo-Biogasanlagen - Endbericht Mai 2007. Trier: Bodenkunde. Universität Trier.
- Golchin, A., J. M. Oades, J. O. Skjemstad und P. Clarke (1994a). „Soil structure and carbon cycling“. In: *Aust. J. Soil Res.* 32, S. 1043–1068.
- (1994b). „Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state <sup>13</sup>C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy“. In: *Aust. J. Soil Res.* 32, S. 285–309.
- Gomez, E., L. Ferreras und S. Toresani (2006). „Soil bacterial functional diversity as influenced by organic amendment application.“ In: *Bioresour. Technol.* 97.13, S. 1484–1489.
- Gómez-Brandón, M., M. F.-D. Joárez, M. Zangerle und H. Insam (2016). „Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost“. In: *J. Hazard. Mater.* 302, S. 267–274.
- Griffiths, R. I., A. S. Whiteley, G. Anthony, O. Donnell, M. J. Bailey u. a. (2003). „Physiological and community responses of established grassland bacterial populations to water stress physiological and community responses of established grassland bacterial populations to water stress“. In: 69.12, S. 6961–6968.
- Grigatti, M., G. D. Girolamo, R. Chincarini, C. Ciavatta und L. Barbanti (2011). „Potential nitrogen mineralization, plant utilization efficiency and soil CO<sub>2</sub> emissions following the addition of anaerobic digested slurries“. In: *Biomass and Bioenergy* 35, S. 4619–4629.
- Gronauer, A. (2006). „Möglichkeiten und Grenzen des Batch-Verfahrens Bioferm“. In: *Gülzower Fachgespräche Band 24*. Gülzow: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V., S. 103–111.
- Gruber, H., C. Wegner und A. Titze (2015). „Einfluss der organischen Düngung mit Gärresten auf Ertrag und Qualität von Getreide“. In: *Beiträge zum ökologischen Landbau*. Gülzow: Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, S. 53–61.
- Guggenberger, G., J. Weiss und C. Rumpf (2013). Einfluss des Klimawandels auf die ökologischen Funktionen des Bodens durch Humusabbau – Entwicklung eines

- Instruments zur Früherkennung von Humusveränderungen in typischen Böden Baden-Württembergs. Forschungsbericht. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- Güngör, K., A. Jürgensen und K. Karthikeyan (2007). „Determination of phosphorus speciation in dairy manure using XRD and XANES spectroscopy“. In: *J. Environ. Qual.* 36.6, S. 1856–63.
- Gunnarsson, A., F. Bengtsson und S. Caspersen (2010). „Use efficiency of nitrogen from biodigested plant material by ryegrass“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, S. 113–119.
- Gutser, R., T. Ebertseder, A. Weber, M. Schraml und U. Schmidhalter (2005). „Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168.4, S. 439–446.
- Hagen, S. und A. Hoppe (2016). Fachinformation: Optimierung der N-Düngung - Yara N-Tester. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern.
- Hallett, P. D. (2007). „An introduction to soil water repellency“. In: *8th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*. Columbus, USA: International Society for Agrochemical Adjuvants.
- Hanč, A., P. Tlustoš, J. Száková und J. Balík (2008). „The influence of organic fertilizers application on phosphorus and potassium bioavailability“. In: *Plant, Soil Environ.* 54.6, S. 247–254.
- Haraldsen, T. K., U. Andersen, T. Krogstad und R. Sørheim (2011). „Liquid digestate from anaerobic treatment of source-separated household waste as fertilizer to barley“. In: *Waste Manag. Res.* 29.12, S. 1271–1276.
- Hartikainen, E. S., P. Lankinen, J. Rajasärkkä, H. Koponen, M. Virta u. a. (2012). „Impact of copper and zinc on the growth of saprotrophic fungi and the production of extracellular enzymes“. In: *Boreal Environ. Res.* 17.3-4, S. 210–218.
- Haynes, R. J. (1986). Mineral nitrogen in the plant-soil system. Orlando, USA: Academic Press.
- Haynes, R. J. und R. Naidu (1998). „Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 51, S. 123–137.
- Heinze, S., J. Raupp und R. G. Joergensen (2010). „Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture“. In: *Plant Soil* 328, S. 203–215.
- Helal, H. M. und A. Dressler (1989). „Mobilization and turnover of soil phosphorus in the rhizosphere“. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152.2, S. 175–180.
- Helbig, S., B. Küstermann und K.-J. Hülsenbergen (2008). „Energy balance of different organic biogas farming systems“. In: *16th IFOAM Organic World Congress*. Modena, Italy.
- Hillel, D. (1998). Environmental soil physics. San Diego, USA: Academic Press.
- Hinsinger, P. (2001). „Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review“. In: *Plant Soil* 237, S. 173–195.
- Hirel, B., J. Le Gouis, B. Ney und A. Gallais (2007). „The challenge of improving nitrogen use efficiency in crop plants: towards a more central role for genetic variability

- and quantitative genetics within integrated approaches“. In: *J. Exp. Bot.* 58.9, S. 2369–2387.
- Hjorth, M., K. V. Christensen, M. L. Christensen und S. G. Sommer (2010). „Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice . A review“. In: *Agron. Sustain. Dev.* 30, S. 153–180.
- Hofmann, M. und U. Schultheiß (2013). Phytohygienische Aspekte in der Biogasprozesskette. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt.
- Högberg, M. N., E. Bååth, A. Nordgren, K. Arnebrant und P. Högberg (2003). „Contrasting effects of nitrogen availability on plant carbon supply to mycorrhizal fungi and saprotrophs - A hypothesis based on field observations in boreal forest“. In: *New Phytol.* 160, S. 225–238.
- Horn, R. (2015). „Einfluss von Gärrückständen auf ausgewählte Böden Schleswig-Holsteins“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Hornick, S. (1992). „Factors affecting the nutritional quality of crops“. In: *Am. J. Altern. Agric.* 7, S. 63–68.
- Hornick, S. B. (2010). Nutritional quality of crops as affected by management practices. Agricultural Research Service US Department of Agriculture. Beltsville, USA.
- Huang, S., X. Peng, Q. Huang und W. Zhang (2010). „Soil aggregation and organic carbon fractions affected by long-term fertilization in a red soil of subtropical China“. In: *Geoderma* 154, S. 364–369.
- Hupfau, S., S. Bachmann, M. Fernández-Delgado Juárez, H. Insam und B. Eichler-Löbermann (2016). „Biogas digestates affect crop P uptake and soil microbial community composition“. In: *Sci. Total Environ.* 542, S. 1144–1154.
- IAASTD (2009). Agriculture at a crossroads - Global Report. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science und Technology for Development.
- Insam, H. und K. Haselwandter (1989). „Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession“. In: *Oecologia* 79, S. 174–178.
- Insam, H., M. Gómez-Brandón und J. Ascher (2015). „Manure-based biogas fermentation residues - Friend or foe of soil fertility?“ In: *Soil Biol. Biochem.* 84, S. 1–14.
- Intrawech, A., L. R. Stone, R. Ellis und D. A. Whitney (1982). „Influence of fertilizer nitrogen source on soil physical and chemical properties“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, S. 832–836.
- IPCC (2000). Land use, land-use change and forestry. Hrsg. von R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo u. a. Genf, Switzerland: International Panel on Climate Change.
- Islam, M. R., S. M. E. Rahman, M. M. Rahman, D. H. Oh und C. S. Ra (2010). „The effects of biogas slurry on the production and quality of maize fodder“. In: *Turkish J. Agric. For.* 34.1, S. 91–99.
- Islam, M. R., P. S. Chauhan, Y. Kim, M. Kim und T. Sa (2011). „Community level functional diversity and enzyme activities in paddy soils under different long-term fertilizer management practices“. In: *Biol. Fertil. Soils* 47.5, S. 599–604.
- Jäkel, K. und S. Mau (1999). Abschlussbericht zum Forschungsprojekt Umweltwirkung von Biogasgülle. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Dresden.



- Javoreková, S., J. Maková, J. Medo, S. Kováčsová, I. Charousonová u. a. (2015). „Effect of bio-fertilizers application on microbial diversity and physiological profiling of microorganisms in arable soil“. In: *Eurasian J. Soil Sci.* 4, S. 54–61.
- Jedidi, N., A. Hassen, O. van Cleemput und A. M'Hiri (2004). „Microbial biomass in a soil amended with different types of organic wastes“. In: *Waste Manag. Res.* 22.2, S. 93–99.
- Joergensen, R. und F. Wichern (2008). „Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil“. In: *Soil Biol. Biochem.* 40.12, S. 2977–2991.
- Johansen, A., M. S. Carter, E. S. Jensen, H. Hauggard-Nielsen und P. Ambus (2013). „Effects of digestate from anaerobically digested cattle slurry and plant materials on soil microbial community and emission of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O“. In: *Appl. Soil Ecol.* 63, S. 36–44.
- Jones, C., B. D. Brown, R. Engel, D. Horneck und K. Olson-Rutz (2013). Nitrogen fertilizer volatilization. Montana State University. Bozeman, USA.
- Josephon, K. L., C. P. Gerba und I. L. Pepper (1993). „Polymerase chain reaction detection of nonviable bacterial pathogens“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 59.10, S. 3513–3515.
- Kaiser, M. und A. A. Berhe (2014). „How does sonication affect the mineral and organic constituents of soil aggregates? - A review“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177.4, S. 479–495.
- Kautz, T. und R. Rauber (2007). „Einfluss der Düngung mit Gärrückständen aus der Biogaserzeugung auf den Ertrag von Silomais und auf die bodenmikrobielle Aktivität“. In: *9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Bonn.
- Kayser, M. und J. Isselstein (2005). „Potassium cycling and losses in grassland systems: a review“. In: *Grass Forage Sci.* 60, S. 213–224.
- Kehres, B. (2013). Humus- und Düngewert von Kompost und Gärprodukten. Hrsg. von Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 3. Aufl. Köln.
- Kirchmann, H. und M. P. Bernal (1997). „Organic waste treatment and C stabilization efficiency“. In: *Soil Biol. Biochem.* 29.11-12, S. 1747–1753.
- Kirsch, A. (2009). „Düngewirkung flüssiger Gärrückstände“. In: *H & K Aktuell* 4, S. 1–2.
- (2013). „Aufbereitung flüssiger Gärprodukte - Was ist machbar?“ In: *H & K Aktuell* 4, S. 6–7.
- Klamer, M. und E. Bååth (2004). „Estimation of conversion factors for fungal biomass determination in compost using ergosterol and PLFA 18:2 $\omega$ 6,9“. In: *Soil Biol. Biochem.* 36.1, S. 57–65.
- Koblenz, B. (2014). „Einfluss einer Gärrestdüngung auf ausgewählte Parameter der Bodenfruchtbarkeit“. Diss. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Kördel, W., M. Herrchen, J. Müller, S. Kratz, J. Fleckenstein u. a. (2007). Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung - UBA Text 30-07. Dessau: Umweltbundesamt.
- Krammes, J. S. und L. F. DeBano (1965). „Soil wettability: A neglected factor in watershed management“. In: *Water Resour. Res.* 1.2, S. 283–286.
- KrWG (2012). Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). letzte Änderung 20.7.2017.

- Kuznetsova, A., P. B. Brockhoff und R. H. B. Christensen (2016). lmerTest: tests in linear mixed effects models.
- Kuzyakov, Y., J. K. Friedel und K. Stahr (2000). „Review of mechanisms and quantification of priming effects“. In: *Soil Biol. Biochem.* 32, S. 1485–1498.
- Kuzyakov, Y. und G. Domanski (2000). „Carbon input by plants into the soil. Review“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, S. 421–431.
- Larsen, T., J. Luxhøi, J. Magid, L. S. Jensen und P. H. Krogh (2007). „Properties of anaerobically digested and composted municipal solid waste assessed by linking soil mesofauna dynamics and nitrogen modelling“. In: *Biol. Fertil. Soils* 44, S. 59–68.
- Le Bissonnais, Y. (2016). „Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility : I. Theory and methodology“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 47.4, S. 425–437.
- Lefcheck, J. S. (2016). „piecewiseSEM: piecewise structural equation modeling in R for ecology, evolution, and systematics“. In: *Methods Ecol. Evol.* 7.5, S. 573–579.
- Lehmann, A. und M. C. Rillig (2015). „Understanding mechanisms of soil biota involvement in soil aggregation: A way forward with saprobic fungi?“ In: *Soil Biol. Biochem.* 88, S. 298–302.
- Lehmann, E. und L. Amels (2012). „Düngewirkung von Gärresten – Versuche aus Mecklenburg-Vorpommern“. In: *Fachtagung Erhöhung der Nährstoffeffizienz von Gülle und Gärresten*. Dummerstorf: Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.
- Lehmann, J. und M. Kleber (2015). „The contentious nature of soil organic matter“. In: *Nature* 528, S. 60–68.
- Lehtinen, L., N. Schlatter, A. Baumgarten, L. Bechini, J. Krüger u. a. (2014). „Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils“. In: *Soil Use Manag.* 30, S. 524–538.
- Leithold, G. (2010). Bedeutung von Gärsubstraten aus der landwirtschaftlichen Biogas-erzeugung für die Humusbilanz. Justus-Liebig-Universität Gießen. Gießen.
- Lemtiri, A., G. Colinet, T. Alabi, D. Cluzeau, L. Zirbes u. a. (2014). „Impacts of earthworms on soil components and dynamics. A review“. In: *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18.1, S. 121–133.
- Leroy, B. L. M., A. V. D. Bossche, S. De Neve, D. Reheul und M. Moens (2007). „The quality of exogenous organic matter: short-term influence on earthworm abundance“. In: *Eur. J. Soil Biol.* 43, S. 196–200.
- Levén, L., K. Nyberg, L. Korkea-aho und A. Schnürer (2006). „Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonia oxidising bacteria (AOB) in soil.“ In: *Sci. Total Environ.* 364.1-3, S. 229–238.
- Levin, K., A. Schiebl, S. Kimmelman, H. J. Reents und K.-J. Hülsbergen (2015). „Effekte von Energiepflanzen-Fruchtfolgen und Gärrestdüngung auf den Weizenertrag“. In: *13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Eberswalde: Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- Li, S., X. Gu, J. Zhuang, T. An, J. Pei u. a. (2016). „Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility“. In: *Soil Tillage Res.* 155, S. 199–206.
- Liang, Y., Y. Yang, C. Yang, Q. Shen, J. Zhou u. a. (2003). „Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic manure in an anthropogenic soil“. In: *Geoderma* 115, S. 149–160.

- Lichner, L., P. D. Hallett, Z. Drongová, H. Czachor, L. Kovacik u. a. (2013). „Algae influence the hydrophysical parameters of a sandy soil“. In: *Catena* 108, S. 58–68.
- Lichti, F., M. Wendland, U. Schmidhalter und K. Offenberger (2012). „Die Nährstoffwirkung von Biogasgärresten“. In: *Düngung mit Biogasgärresten. effektiv-umweltfreundlich-bodenschonend. 10. Kulturlandschaftstag*. Weichering: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, S. 17–20.
- Lieberei, R. und C. Reisdorff (2012). *Nutzpflanzen*. 8. Aufl. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.
- Liedl, B. E., J. Bombardiere und J. M. Chaffield (2006). „Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste“. In: *Water Sci. Technol.* 53, S. 69–79.
- Lin, H.-C., J. A. Huber, G. Gerl und K.-J. Hülsbergen (2016). „Nitrogen balances and nitrogen-use efficiency of different organic and conventional farming systems“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 105, S. 1–23.
- Liu, L. und T. L. Greaver (2010). „A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment“. In: *Ecol. Lett.* 13.7, S. 819–828.
- Liu, W. K., Q. C. Yang und L. Du (2009a). „Soilless cultivation for high-quality vegetables with biogas manure in China: Feasibility and benefit analysis“. In: *Renew. Agric. Food Syst.* 24.4, S. 300–307.
- Liu, W., L. Du und Q. Yang (2009b). „Biogas slurry added amino acids decreased nitrate concentrations of lettuce in sand culture“. In: *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 59.3, S. 260–264.
- Lorenz, M. G. und W. Wackernagel (1987). „Adsorption of DNA to sand and variable degradation rates of adsorbed DNA“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 53.12, S. 2948–2952.
- Loria, E. R. und J. E. Sawyer (2005). „Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure“. In: *Agron. J.* 97, S. 879–885.
- Loria, E. R., J. E. Sawyer, D. W. Barker, J. P. Lundvall und J. C. Lorimor (2007). „Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production“. In: *Agron. J.* 99, S. 1119–1129.
- Loria, E. R., J. E. Sawyer und J. C. Lorimor (2004). *Use of anaerobically digested swine manure in corn production. Final project report. Part II*. Ames, USA: Iowa State University.
- Lošák, T., A. Zatloukalová, M. Szostková, J. Hlušek, J. Fryč u. a. (2011). „Comparison of the effectiveness of digestate and mineral fertilisers on yields and quality of kohlrabi (*Brassica oleracea*, L.)“. In: *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 59.3, S. 117–121.
- Loth, J.-P., J. Macholdt, L. Behle-Schalk und B. Honermeier (2016). „Wirkung von Gärrückständen im Vergleich mit Stalldung zu Mais, Weizen und Gerste im IOSDV Rauischholzhausen“. In: *59. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*. Gießen, S. 274–275.
- Lütke Börding, S. (2017). „Einfluss der Fruchtfolgegestaltung, der Bodenbearbeitungsintensität und des Nährstoffmanagements auf die Umweltwirkungen von Bodennutzungssystemen“. Diss. Humboldt Universität zu Berlin.

- Luyten-Naujoks, K. (2012). „Gärprodukte: Nährstoffwirkung“. In: *H & K Aktuell* 3, S. 7.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko, K. S. Bender, D. H. Buckley und D. A. Stahl (2015). *Brock biology of microorganisms*. 14. Aufl. Boston, USA: Pearson.
- Magerl, A., B. Vollrath, W. Kuhn, A. Werner und M. Degenbeck (2011). *Energie aus Wildpflanzen - Chancen für den Lebensraum Agrarlandschaft*. Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau. Freising.
- Malgeryd, J. (1998). „Technical measures to reduce ammonia losses after spreading of animal manure“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 51.1, S. 51–57.
- Mandal, A., A. K. Patra, D. Singh, A. Swarup und R. E. Masto (2007). „Effect of long-term application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages“. In: *Bioresour. Technol.* 98, S. 3585–3592.
- Marcato, C.-E., R. Mohtar, J.-C. Revel, P. Pouech, M. Hafidi u. a. (2009). „Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry“. In: *Int. Biodeterior. Biodegradation* 63, S. 260–266.
- Marchaim, U. (1992). „Biogas processes for sustainable development“. In: *FAO Agricultural service bulletin* 9-5. Hrsg. von Food and Agricultural Organization. Rome, Italy. Kap. 9.
- Marhan, S. und E. Kandeler (2007). *Böden von Baden-Württemberg als Senke für klimarelevante Gase*. Stuttgart: Universität Hohenheim.
- Marschner, P., E. Kandeler und B. Marschner (2003). „Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment“. In: *Soil Biol. Biochem.* 35.3, S. 453–461.
- Marstorp, H., X. Guan und P. Gong (2000). „Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH“. In: *Soil Biol. Biochem.* 32.6, S. 879–882.
- Martins, T., S. C. Saab, D. M. B. P. Milori, A. M. Brinatti, J. A. Rosa u. a. (2011). „Soil organic matter humification under different tillage managements evaluated by Laser Induced Fluorescence (LIF) and C/N ratio“. In: *Soil Tillage Res.* 111.2, S. 231–235.
- Marzorati, M., L. Wittebolle, N. Boon, D. Daffonchio und W. Verstraete (2008). „How to get more out of molecular fingerprints: Practical tools for microbial ecology“. In: *Environ. Microbiol.* 10.6, S. 1571–1581.
- Massé, D. I., G. Talbot und Y. Gilbert (2011). „On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations“. In: *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, S. 436–445.
- Matsunaka, T., T. Sawamoto, H. Ishimura, K. Takakura und A. Takekawa (2006). „Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland“. In: *Int. Congr. Ser.* 1293, S. 242–252.
- Matuschek, D., J. Knieke und A. Hoffmann (2017). *Düngung mit Gärresten zu Wintergetreide, Winterraps und Zuckerrüben*. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- Meier, U. (2001). *Entwicklungsstadien mono- und dikotyler Pflanzen*. BBCH Monografie. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bundessortenamt, Industrieverband Agrar.
- Mendiburu, F. de (2017). *agricolae: statistical procedures for agricultural research*. Manual.

- Messner, H. und A. Amberger (1987). „Composition, nitrification and fertilizing effect of anaerobically fermented slurry“. In: *4th International CIEC symposium. Agricultural waste management and environmental protection*. Braunschweig, S. 125–130.
- Möller, K., R. Schulz und T. Müller (2009). Mit Gärresten richtig düngen - Aktuelle Informationen für Berater. Hohenheim: Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenernährung.
- Möller, K. (2014). Düngewirkung von Gärresten – Versuchsergebnisse der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Northheim.
- Möller, K. (2008). „Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 82, S. 209–232.
- (2009a). „Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 84.2, S. 179–202.
  - (2009b). „Inner farm nutrient flows between arable land and permanent grassland via the stable in organic cropping systems“. In: *Eur. J. Agron.* 31.4, S. 204–212.
  - (2015). „Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review“. In: *Agron. Sustain. Dev.* 35.3, S. 1021–1041.
- Möller, K. und T. Müller (2012). „Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review“. In: *Eng. Life Sci.* 12.3, S. 242–257.
- Möller, K., I. Petrova und C. Pekrun (2015). „GÄRWERT - Düngungsversuche und Charakterisierung der Aufbereitungsprodukte aus pflanzenbaulicher Sicht“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Möller, K. und W. Stinner (2009). „Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides)“. In: *Eur. J. Agron.* 30.1, S. 1–16.
- (2010). „Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 87, S. 395–413.
- Monnier, G. (1965). „Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols“. Diss. Université de Paris, France.
- Montemurro, F., S. Canali, G. Convertini, D. Ferri, F. Tittarelli u. a. (2008). „Anaerobic digestates application on fodder crops: effects on plant and soil“. In: *Agrochimica* 52.5, S. 297–312.
- Montgomery, H. J., C. M. Monreal, J. C. Young und K. A. Seifert (2000). „Determination of soil fungal biomass from soil ergosterol analyses“. In: *Soil Biol.* 32, S. 1207–1217.
- Moody, L. B., R. T. Burns und K. J. Stalder (2009). „Effect of anaerobic digestion on manure characteristics for phosphorus precipitation from swine waste“. In: *Appl. Eng. Agric.* 25.1, S. 97–102.
- Morris, D. R. und D. J. Lathwell (2004). „Anaerobically digested dairy manure as fertilizer for maize in acid and alkaline soils“. In: *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35.11-12, S. 1757–1771.

- Mulvaney, R. L., S. A. Khan und T. R. Ellsworth (2009). „Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: A global dilemma for sustainable cereal production“. In: *J. Environ. Qual.* 38, S. 2295–2314.
- Murer, E., A. Baumgarten, G. Eder, M. Gerzabek, E. Kandeler u. a. (1993). „An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS)“. In: *Geoderma* 56.1-4, S. 539–547.
- Muyzer, G., A. G. Uitterlinden und E. C. de Waal (1993). „Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA“. In: *Apply Environ. Microbiol.* 59.3, S. 695–700.
- Muyzer, G. (1999). „DGGE/TGGE a method for identifying genes from natural ecosystems“. In: *Curr. Opin. Microbiol.* 2.3, S. 317–322.
- Naimi, B., N. a.s. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore und A. G. Toxopeus (2014). „Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling“. In: *Ecography* 37, S. 191–203.
- Nakamoto, T. und S. Wakahara (2004). „Development of substrate induced respiration (SIR) method combined with selective inhibition for estimating fungal and bacterial biomass in humic andosols“. In: *Plant Prod. Sci.* 7.1, S. 70–76.
- Nardi, S., F. Morari, A. Berti, M. Tosoni und L. Giardini (2004). „Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers“. In: *Eur. J. Agron.* 21, S. 357–367.
- Neff, J. C., A. R. Townsend, G. Gleixner, S. Lehman, J. Turnbull u. a. (2002). „Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon“. In: *Nature* 419, S. 915–917.
- Ni, K., A. Pacholski, D. Gericke und H. Kage (2012). „Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175.2, S. 253–264.
- Nielsen, K., M. Hoffmann, A. Hübner, A. Muskulus und F. Ellmer (2017). Schlussbericht zum Vorhaben Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit beim Einsatz von Gärprodukten aus Biogasanlagen. Berlin: Institut für agrar- und stadtökologische Projekte an der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Nielsen, K., K. Sensel-Gunke, C. Herwig, J. Krieger, S. Köhler u. a. (2013a). Schlussbericht zum Vorhaben Humusreproduktion von Gärprodukten aus Biogasanlagen. Berlin: Verein zur Förderung agrar- und stadtökologischer Projekte an der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Nielsen, K., K. Sensel-Gunke, J. Krieger und F. Ellmer (2013b). „Gärprodukte - besser für den Humusaufbau als gedacht“. In: *Biogas Journal* 6, S. 48–51.
- Nkoa, R. (2014). „Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review“. In: *Agron. Sustain. Dev.* 34, S. 473–492.
- Nyberg, K., A. Schnürer, I. Sundh, Å. Jarvis und S. Hallin (2006). „Ammonia-oxidizing communities in agricultural soil incubated with organic waste residues“. In: *Biol. Fertil. Soils* 42, S. 315–323.
- Oades, J. M. (1984). „Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management“. In: *Plant Soil* 76.1-3, S. 319–337.

- Oberholzer, H. R., J. Leifeld und J. Mayer (2014). „Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich organic fertilization experiment, following land-use change from grassland to cropland“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177, S. 696–704.
- Odlare, M., V. Arthurson, M. Pell, K. Svensson, E. Nehrenheim u. a. (2011). „Land application of organic waste - Effects on the soil ecosystem“. In: *Appl. Energy* 88, S. 2210–2218.
- Odlare, M., M. Pell und K. Svensson (2008). „Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues“. In: *Waste Manag.* 28.7, S. 1246–1253.
- O'Reilly, M. C. (2014). „Characterization of anaerobic digestates for their nitrogen fertility value and improved nutrient management“. Diss. University of Guelph, Canada.
- Ottow, J. C. (2011). Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Pankhurst, C. E., B. G. Hawke, H. J. McDonald, C. A. Kirkby, J. C. Buckerfield u. a. (1995). „Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health“. In: *Aust. J. Exp. Agric.* 35, S. 1015–1028.
- Pankhurst, C. und J. Lynch (1995). „The role of soil microbiology in sustainable intensive agriculture“. In: *Advances in Plant Pathology*. Bd. 11. San Diego: Academic Press. Kap. 12, S. 229–247.
- Paradelo, R., I. Virto und C. Chenu (2015). „Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 202, S. 98–107.
- Paré, T., H. Dinel, A. P. Moulin und L. Townley-Smith (1999). „Organic matter quality and structural stability of a black chernozemic soil under different manure and tillage practices“. In: *Geoderma* 91, S. 311–326.
- Paul, E. A. (2007). Soil microbiology, ecology and biochemistry. 3. Aufl. Amsterdam, Netherlands: Academic Press.
- Pawlett, M. und M. Tibbett (2015). „Is sodium in anaerobically digested food waste a potential risk to soils?“ In: *Sustain. Environ. Res.* 25.4, S. 235–239.
- Perucci, P. (1992). „Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse“. In: *Biol. Fertil. Soils* 14, S. 54–60.
- Petrova, I., C. Pekrun und K. Möller (2016). „Einfluss der Aufbereitung von Gärresten auf ihre Zusammensetzung und die Düngewirkung bei Kulturpflanzen“. In: 59. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Gießen.
- Plaza, C., J. Garcia-Gil und A. Polo (2004). „Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions“. In: *Biodegradation* 18, S. 159–165.
- Poeplau, C. und A. Don (2013). „Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe“. In: *Geoderma* 192, S. 189–201.
- Poeplau, C., L. Reiter, A. Berti und T. Kätterer (2017). „Qualitative and quantitative response of soil organic carbon to 40 years of crop residue incorporation under contrasting nitrogen fertilisation regimes“. In: *Soil Res.* 55.1, S. 1–9.
- Pötsch, E. (2004). Nährstoffgehalt von Gärückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und deren Einsatz im Dauergrünland. Abschlussbericht. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
- Powlson, D. (2008). „Long-term field experiments as unique resources for research on local and global carbon cycling“. In: *Long-term field experiments - a unique research*

- platform. *Proceedings of NJF seminar 407*. Aarhus, Denmark: Aarhus Universitet, S. 20–23.
- Puget, P., D. A. Angers und C. Chenu (1999). „Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils“. In: *Soil Biol. Biochem.* 31, S. 55–63.
- Puget, P., C. Chenu und J. Balesdent (1995). „Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 46, S. 449–459.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. Manual. Vienna, Austria.
- Rademaker, J. L. W. und F. J. De Bruijn (2004). „Computer-assisted analysis of molecular fingerprint profiles and database construction“. In: *Molecular microbial ecology manual*. Kap. 7, S. 3299–3347.
- Rai, N., P. Ashiya und D. S. Rathore (2014). „Comparative study of the effect of chemical fertilizers and organic fertilizers on *Eisenia foetida*“. In: 3.5, S. 12991–12998.
- Rajapaksha, R. M. C. P., M. A. Tobor-Kaplon und E. Bååth (2004). „Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 70.5, S. 2966–2973.
- Rakshit, A., H. B. Singh und A. Sen (2015). *Nutrient use efficiency: from basics to advances*. New Delhi, India: Springer-Verlag.
- Ramezani, A., A. S. Dahlin, C. D. Campbell, S. Hillier, I. Öborn u. a. (2015). „Assessing biogas digestate, pot ale, wood ash and rockdust as soil amendments: effects on soil chemistry and microbial community composition“. In: *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 65.5, S. 383–399.
- Raupp, J., A. Niehus und M. Oltmanns (2004). „Die Diversität der Boden-Mikroflora ist bei Rottemistdüngung höher als bei Mineraldüngung“. In: *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 16, S. 149–150.
- Reinhold, G. und W. Zorn (2015a). „Wirtschaftsdünger und Gärprodukte - Eigenschaften im Kontext der Biogaserzeugung und Düngung“. In: *KTBL-Schrift* 508.
- Reinhold, G., E.-M. Klimanek und G. Breitschuh (1991). „Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle“. In: *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 35.2, S. 129–137.
- Reinhold, G. und W. Zorn (2015b). „Eigenschaften von Gärresten und deren Wirkung auf Ertrag und Bodeneigenschaften“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Reinhold, J. (2015). „Grundlagen zur Mobilität von Stickstoff aus Gärrückständen“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Ribbe, L., A. Freibauer, W. Güthler, A. Heißenhuber, K.-J. Hülsbergen u. a. (2013). *Biogaserzeugung und -nutzung: Ökologische Leitplanke für die Zukunft. Vorschläge der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt*. Dessau-Roßlau.
- Richardson, A. E. und R. J. Simpson (2011). „Soil microorganisms mediating phosphorus availability“. In: *Plant Physiol.* 156, S. 989–996.
- Risberg, K., H. Cederlund, M. Pell, V. Arthurson und A. Schnürer (2017). „Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity“. In: *Waste Manag.* 61, S. 529–538.



- Riva, C., V. Orzi, M. Carozzi, M. Acutis, G. Boccasile u. a. (2016). „Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts“. In: *Sci. Total Environ.* 547, S. 206–214.
- Röber, R. und H. Schacht (2008). *Pflanzenernährung im Gartenbau*. 4. Aufl. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Rochette, P. und E. G. Gregorich (1998). „Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO<sub>2</sub> evolution after three years of manure application“. In: *Can. J. Soil Sci.* 78, S. 283–290.
- Röder, R. (2011). „Biofilmpopulationen in der häuslichen Trinkwasserinstallation: Untersuchung der Auswirkung von eingesetzten Materialien und Desinfektionsmaßnahmen“. Diss. Technische Universität Berlin.
- Römbke, J., J. P. Sousa, T. Schouten und F. Riepert (2006). „Monitoring of soil organisms: a set of standardized field methods proposed by ISO“. In: *Eur. J. Soil Biol.* 42, S. 61–64.
- Römer, G., P. Boeker und P. S. Lammers (1994). „Ammoniakemissionen von Festmist“. In: *Umwelt und Landwirtschaft* 2, S. 72–73.
- Römer, W. (2006). „Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, S. 826–832.
- Ros, M., S. Klammer, B. Knapp, K. Aichberger und H. Insam (2006). „Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity“. In: *Soil Use Manag.* 22.2, S. 209–218.
- Roß, C. L., U. Herbst, K. Sensel-Gunke und F. Ellmer (2016). „Aufbereitung von Gärrückständen aus der Bioabfallvergärung: Wirkung auf Wachstum und Ertrag von *Avena sativa* L. und *Brassica napus* L. im Gefäß“. In: *59. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*. Gießen, S. 44–45.
- Ross, D., K. Tate und T. Speir (1989). „Influence of biogas digester effluent on crop growth and soil biochemical properties under rotational cropping“. In: *New Zeal. J. Crop Hortic. Sci.* 17, S. 77–87.
- Rousk, J. und E. Bååth (2011). „Growth of saprotrophic fungi and bacteria in soil“. In: *FEMS Microbiol. Ecol.* 78, S. 17–30.
- Rubæk, G. H., K. Henriksen, J. Petersen, B. Rasmussen und S. G. Sommer (1996). „Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*)“. In: *J. Agric. Sci.* 126, S. 481–492.
- Sadeghi, A. und B. Honermeier (2016). „Effect of organic and mineral fertilization on soil parameters and yield of sugar beet in a long-term field experiment - results of the year 2015“. In: *59. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*. Gießen.
- Salminen, E., J. Rintala, J. Härkönen, M. Kuitunen und A. Oikari (2001). „Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture“. In: *Bioresour. Technol.* 78, S. 81–88.
- Sánchez, M., X. Gomez, G. Barriocanal, M. J. Cueto und A. Morán (2008). „Assessment of the stability of livestock farm wastes treated by anaerobic digestion“. In: *Int. Biodeterior. Biodegradation* 62, S. 421–426.

- Sänger, A., D. Geisseler und B. Ludwig (2011). „Effects of moisture and temperature on greenhouse gas emissions and C and N leaching losses in soil treated with biogas slurry“. In: *Biol. Fertil. Soils* 47.3, S. 249–259.
- Sapp, M., M. Harrison, U. Hany, A. Charlton und R. Thwaites (2015). „Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil bacteria“. In: *Appl. Soil Ecol.* 86, S. 1–9.
- Sarkar, S., S. R. Singh und R. P. Singh (2003). „The effect of organic and inorganic fertilizers on soil physical condition and the productivity of a rice–lentil cropping sequence in India“. In: *J. Agric. Sci.* 140, S. 419–425.
- Schachtman, D. P., R. J. Reid und S. Ayling (1998). „Phosphorus uptake by plants: from soil to cell“. In: *Plant Physiol.* 116, S. 447–453.
- Schauß, K. (2006). „Impact of fermented organic fertilizers on in-situ trace gas fluxes and on soil bacterial denitrifying communities in organic agriculture“. Diss. Justus-Liebig-Universität Giessen.
- Scheftelowitz, M., N. Rensberg, V. Denysenko, J. Daniel-Gromke, K. Hillebrand u. a. (2015). *Stromerzeugung aus Biomasse (Vorhaben IIa Biomasse)*. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum.
- Scheftelowitz, M., D. Thrän, C. Hennig, A. Krautz, V. Lenz u. a. (2014). *DBFZ Report Nr. 21 - Entwicklung der Förderung der Stromerzeugung aus Biomasse im Rahmen des EEG*. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum.
- Schepers, J. S., D. D. Francis, M. Vigil und F. E. Below (1992). „Comparison of corn leaf nitrogen concentration and chlorophyll meter readings“. In: *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23.17-20, S. 2173–2187.
- Schieder, D., A. Gronauer, M. Lebuhn, K. Bayer, J. Beck u. a. (2010). *Prozessmodell Biogas*. Freising: Bayern Biogas Forum, Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V.
- Schmidt, M. W. I., C. Rumpel und I. Kögel-Knabner (1999). „Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 50.1, S. 87–94.
- Schrade, S., H. Oechsner, C. Pekrun und W. Claupein (2003). „Einfluss des Biogasprozesses auf die Keimfähigkeit von Samen“. In: *Landtechnik* 58.2, S. 90–91.
- Schröder, J. J., D. Uenk und G. J. Hilhorst (2007). „Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland“. In: *Plant Soil* 299, S. 83–99.
- Schulz, E. (1997). „Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe“. In: *Arch. Agron. Soil Sci.* 41, S. 465–483.
- Sensel, K., G. Bermejo, F. Ellmer, K. Nielsen, V. Wragge u. a. (2012). *Schlussbericht zum Vorhaben Pflanzenbauliche Strategie zum Einsatz von Gärprodukten unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten*. Berlin: Verein zur Förderung agrar- und stadttökologischer Projekte e.V an der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Sensel, K., K. Nielsen, V. Wragge und J. Rühlmann (2011). „Carbon dynamics of anaerobic residues from biogas plants using energy crops“. In: *19th European Biomass Conference and Exhibition*. Berlin.

- Sensel, K., V. Wragge und F. Ellmer (2009). „Pflanzenbauliche Nutzung von Gärprodukten“. In: *Gülzower Fachgespräche Band 30*. Gülzow: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V., S. 117–133.
- Sessitsch, A., A. Weilharter, M. H. Gerzabek, H. Kirchmann und E. Kandeler (2001). „Microbial population structures in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 67.9, S. 4215–4224.
- Sharma, P. K., T. S. Verma und R. M. Bhagat (1995). „Soil structural improvements with the addition of *Lantana camara* biomass in rice-wheat cropping“. In: *Soil use Manag.* 11, S. 199–203.
- Sieling, K., A. Herrmann, B. Wienforth, F. Taube, S. Ohl u. a. (2013). „Biogas cropping systems: Short term response of yield performance and N use efficiency to biogas residue application“. In: *Eur. J. Agron.* 47, S. 44–54.
- Sigler, V. (2004). Community level physiological profiling (CLPP). Protocol. University of Toledo. Toledo, USA.
- Singh, K. P., A. Suman, P. N. Singh und T. K. Srivastava (2007). „Improving quality of sugarcane-growing soils by organic amendments under subtropical climatic conditions of India“. In: *Biol. Fertil. Soils* 44, S. 367–376.
- Six, J., P. Callewaert, S. Lenders, S. De Gryze, S. J. Morris u. a. (2002). „Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, S. 1981–1987.
- Sleutel, S., S. De Neve, T. Németh, T. Tóth und G. Hofman (2006). „Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments“. In: *Eur. J. Agron.* 25.3, S. 280–288.
- Smalla, K., U. Wachtendorf, H. Heuer, W.-T. Liu und L. Forney (1998). „Analysis of BIOLOG GN substrate utilization patterns by microbial communities“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 64.4, S. 1220–1225.
- Smit, E., P. Leeflang, S. Gommans, J. van den Broek, S. van Mil u. a. (2001). „Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods“. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 67.5, S. 2284–2291.
- Smith, J., A. Abegaz, R. B. Matthews, M. Subedi, E. R. Orskov u. a. (2014). „What is the potential for biogas digesters to improve soil carbon sequestration in Sub-Saharan Africa? Comparison with other uses of organic residues“. In: *Biomass and Bioenergy* 70, S. 73–86.
- Smith, K. A. und B. J. Chambers (1993). „Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms - problems and practical solutions“. In: *Soil Use Manag.* 9.3, S. 105–111.
- Smith, L. I. (2002). A tutorial on principal components analysis.
- Sollins, P., P. Homann und B. A. Caldwell (1996). „Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls“. In: *Geoderma* 74, S. 65–105.
- Sradnick, A., R. Murugan, M. Oltmanns, J. Raupp und R. G. Joergensen (2013). „Changes in functional diversity of the soil microbial community in a heterogeneous sandy soil after long-term fertilization with cattle manure and mineral fertilizer“. In: *Appl. Soil Ecol.* 63, S. 23–28.
- Stahl, P. D. und T. B. Parkin (1996). „Relationship of soil ergosterol concentration and fungal biomass“. In: *Soil Biol. Biochem.* 28.7, S. 847–855.

- Stark, C., L. M. Condon, A. Stewart, H. J. Di und M. O'Callaghan (2007). „Influence of organic and mineral amendments on microbial soil properties and processes“. In: *Appl. Soil Ecol.* 35.1, S. 79–93.
- Stark, C. H., L. M. Condon, M. O. Callaghan, A. Stewart und H. J. Di (2008). „Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments“. In: *Soil Biol. Biochem.* 40, S. 1352–1363.
- Stefanowicz, A. (2006). „The Biolog plates technique as a tool in ecological studies of microbial communities“. In: *Polish J. Environ. Stud.* 15.5, S. 669–676.
- Steffens, D., T. Leppin, N. Luschin-Ebengreuth, Z. M. Yang und S. Schubert (2010). „Organic soil phosphorus considerably contributes to plant nutrition but is neglected by routine soil-testing methods“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, S. 765–771.
- Stickse, E. (2010). Wintergetreide zur Erzeugung von Ganzpflanzensilage als Biogassubstrat. Biogas Forum Bayern. Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. 2. Aufl. Bd. 1. Freising: Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V.
- Stinner, W., K. Möller und G. Leithold (2008). „Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems“. In: *Eur. J. Agron.* 29.2-3, S. 125–134.
- Strickland, M. S. und J. Rousk (2010). „Considering fungal:bacterial dominance in soils – Methods, controls, and ecosystem implications“. In: *Soil Biol. Biochem.* 42.9, S. 1385–1395.
- Stumpe, B., S. Werner, R. Jung, S. Heinze, E. Jüschke u. a. (2012). „Organic carbon dynamics and enzyme activities in agricultural soils amended with biogas slurry, liquid manure and sewage sludge“. In: *Agric. Sci.* 03, S. 104–113.
- Sümer, R. (2012). „Auswirkungen verschiedener Bodennutzungssysteme auf ausgewählte physiko-chemische Bodeneigenschaften und pflanzenbauliche Parameter in Berlin-Dahlem und Dedelow“. Diss. Humboldt Universität zu Berlin.
- Suominen, K., M. Verta und S. Martinen (2014). „Hazardous organic compounds in biogas plant end products - soil burden and risk to food safety“. In: *Sci. Total Environ.* 491-492, S. 192–199.
- Svensson, K., M. Odlare und M. Pell (2004). „The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste“. In: *J. Agric. Sci.* 142, S. 461–467.
- Svoboda, N., F. Taube, B. Wienforth, C. Kluß, H. Kage u. a. (2013). „Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize“. In: *Soil Tillage Res.* 130, S. 69–80.
- Taube, F., T. Appel, T. Ebertseder, T. Müller, H.-W. Olf u. a. (2009). Positionspapier des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- Täumer, K., H. Stoffregen und G. Wessolek (2005). „Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content“. In: *Geoderma* 125.1-2, S. 107–115.
- Terhoeven-Urselmans, T., E. Scheller, M. Raubuch, B. Ludwig und R. G. Joergensen (2009). „CO<sub>2</sub> evolution and N mineralization after biogas slurry application in the field and its yield effects on spring barley“. In: *Appl. Soil Ecol.* 42.3, S. 297–302.

- Thomsen, I. K., J. E. Olesen, H. B. Møller, P. Sørensen und B. T. Christensen (2013). „Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces“. In: *Soil Biol. Biochem.* 58, S. 82–87.
- TierNebG (2004). Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz (TierNebG). letzte Änderung 04.08.2016.
- TierNebV (2006). Verordnung zur Durchführung des Tierische Nebenprodukte- Beseitigungsgesetzes - (Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung - TierNebV). letzte Änderung 31.08.2015.
- Tilman, D. (1999). „Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices“. In: *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96, S. 5995–6000.
- Timmerman, A., D. Bos, J. Ouwehand und R. G. M. de Goede (2006). „Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area“. In: *Pedobiologica* 50, S. 427–432.
- Tiwari, V., K. Tiwari und R. Upadhyay (2000). „Effect of crop residues and biogas slurry incorporation in wheat on yield and soil fertility“. In: *J. Indian Soc. Soil Sci.* 48, S. 515–520.
- Torsvik, V. und L. Øvreås (2002). „Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems“. In: *Curr Opin Microbiol* 5.3, S. 240–245.
- Torsvik, V., R. Sørheim und J. J Goksøy (1996). „Total bacterial diversity in soil and sediment communities - a review“. In: *J. Ind. Microbiol.* 17, S. 170–178.
- Unterfrauner, H., W. Somitsch, R. Peticzka, S. Brauneis und M. Schlaipfer (2010). „Auswirkung von Biogassgülle auf Bodenparameter“. In: 2. *Umweltökologisches Symposium*. Raumberg-Gumpenstein, S. 59–63.
- Unwin, R. J. und S. Lewis (1986). „The effect upon earthworm populations of very large applications of pig slurry to grassland“. In: *Agric. Wastes* 16, S. 67–73.
- Upjohn, B., G. Fenton und M. Conyers (2005). Soil acidity and liming. 3. Aufl. New South Wales, Australia: NSW Department of Primary Industries.
- Van Soest, P. J., J. B. Robertson und B. A. Lewis (1991). „Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition“. In: *J. Dairy Sci.* 74.10, S. 3583–3597.
- Vaneekhaute, C., E. Meers, E. Michels, G. Ghekiere, F. Accoe u. a. (2013). „Closing the nutrient cycle by using bio-digestion waste derivatives as synthetic fertilizer substitutes: A field experiment“. In: *Biomass and Bioenergy* 55, S. 175–189.
- VDLUFA (1991). VDLUFA Methodenbuch: Band 1 - Die Untersuchung von Böden. Hrsg. von Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. VDLUFA-Verlag.
- (2014). Standpunkt. Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Speyer.
- Venables, W. N. und B. D. Ripley (2002). Modern applied statistics with S. Fourth. New York, USA: Springer-Verlag.
- VO (EG) 1069/ (2009). Verordnung (EG) Nr. 1069/2009 des europäischen Parlaments und des Rates.
- Voelkner, A., D. Holthausen, R. H. Ellerbrock und R. Horn (2015a). „Quantity of hydrophobic functional CH-groups – decisive for soil water repellency caused by digestate amendment“. In: *Int. Agrophysics* 29, S. 247–255.

- Voelkner, A., D. Holthausen und R. Horn (2015b). „Determination of soil dispersion caused by anaerobic digestates: interferences of pH and soil charge with regard to soil texture and water content“. In: *J. Soils Sediments* 15, S. 1491–1499.
- (2015c). „Influence of homogenized residues of anaerobic digestate on the physico-chemical properties of differently textured soils“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178.2, S. 261–269.
- Vogel, E., D. Deumlich und M. Kaupenjohann (2016). „Bioenergy maize and soil erosion - Risk assessment and erosion control concepts“. In: *Geoderma* 261, S. 80–92.
- Wagai, R., L. M. Mayer und K. Kitayama (2009). „Nature of the 'occluded' low-density fraction in soil organic matter studies: A critical review“. In: *Soil Sci. Plant Nutr.* 55, S. 13–25.
- Waldrop, M. P., T. C. Balser und M. K. Firestone (2000). „Linking microbial community composition to function in a tropical soil“. In: *Soil Biol. Biochem.* 32, S. 1837–1846.
- Walker, T. S., H. P. Bais, E. Grotewold und J. M. Vivanco (2014). „Root exudation and rhizosphere biology“. In: *Plant Physiol.* 132, S. 44–51.
- Walsh, E. und K. P. McDonnell (2012). „The influence of added organic matter on soil physical, chemical, and biological properties: a small-scale and short-time experiment using straw“. In: *Arch. Agron. Soil Sci.* 58.1, S. 201–205.
- Walsh, J. J., D. L. Jones, G. Edwards-Jones und A. P. Williams (2012a). „Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175.6, S. 840–845.
- Walsh, J. J., J. Rousk, G. Edwards-Jones, D. L. Jones und A. P. Williams (2012b). „Fungal and bacterial growth following the application of slurry and anaerobic digestate of livestock manure to temperate pasture soils“. In: *Biol. Fertil. Soils* 48.8, S. 889–897.
- Warnes, G. R., B. Bolker, G. Gorjanc, G. Grothendieck, A. Korosec u. a. (2017). *gdata: various R programming tools for data manipulation. Manual.*
- WDüngV (2010). Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger. letzte Änderung 26.05.2017.
- Weber, K. P. und R. L. Legge (2009). „One-dimensional metric for tracking bacterial community divergence using sole carbon source utilization patterns“. In: *J. Microbiol. Methods* 79.1, S. 55–61.
- Wendland, M. und E. Attenberger (2009). *Wirtschaftsdünger und Gewässerschutz - Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in der Landwirtschaft.* Freising-Weihenstephan, Augsburg: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Wendland, M. und F. Lichti (2012). *Biogasgärreste. Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel.* Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Wentzel, S. und R. G. Joergensen (2016). „Effects of biogas and raw slurries on grass growth and soil microbial indices“. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 179, S. 215–222.
- Wentzel, S., R. Schmidt, H. P. Piepho, U. Semmler-Busch und R. G. Joergensen (2015). „Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming“. In: *Appl. Soil Ecol.* 96, S. 99–107.
- West, A. W. und W. D. Grant (1987). „Use of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine contents of soils to monitor changes in microbial populations“. In: *Soil Biol. Biochem.* 19.5, S. 607–612.

- Whalen, J. K. und C. Chang (2002). „Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, S. 1637–1647.
- Whalen, J. K., R. W. Parmelee und C. A. Edwards (1998). „Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments“. In: *Biol. Fertil. Soils* 27, S. 400–407.
- Wickham, H. (2007). „Reshaping data with the {reshape} package“. In: *J. Stat. Softw.* 21.12, S. 1–20.
- (2009). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. New York, USA: Springer-Verlag.
- (2011). „The split-apply-combine strategy for data analysis“. In: *J. Stat. Softw.* 40.1, S. 1–29.
- (2017). *stringr: simple, consistent wrappers for common string operations*. Manual.
- Wiesmeier, M., P. Schad, M. V. Lützw, C. Poeplau, P. Spörlein u. a. (2014). „Quantification of functional soil organic carbon pools for major soil units and land uses in southeast Germany (Bavaria)“. In: *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, S. 208–220.
- Willms, M., C. Peter, A.-K. Prescher, R. Platen und M. Glemnitz (2015). „Standortabhängige Bilanzierung ökologischer Faktoren beim Einsatz von Gärrückständen“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Winter, B. (2013). *Linear models and linear mixed effects models in R with linguistic applications*. University of California.
- Wolińska, A. und Z. Stópniowska (2012). „Dehydrogenase activity in the soil environment“. In: *Dehydrogenases*. Hrsg. von R. A. Canuto. Kap. 8.
- Wortmann, C. S. und C. A. Shapiro (2008). „The effects of manure application on soil aggregation“. In: *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 80.2, S. 173–180.
- Wragge, V. (2014). „Gärprodukte aus Biogasanlagen im pflanzenbaulichen Stoffkreislauf“. Diss. Humboldt Universität zu Berlin.
- Wragge, V. und F. Ellmer (2007). „Rückstände aus der Biogaserzeugung als Düngemittel bei Sommerweizen“. In: *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 19, S. 206–207.
- Wragge, V., C.-L. Roß, K. Nielsen und K. Sensel-Gunke (2015). „Untersuchungen zur Aufbereitung und Verwertung von Gärrückständen aus der Bioabfallverwertung“. In: *Fachtagung Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen*. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., S. 1–16.
- Wrede, A. (2013). „Fermentierter Gärrest aus Biogasanlagen als Substratbestandteil bei der Containerkultur von *Prunus laurocerasus* ‘Novita’“. In: *Versuche im deutschen Gartenbau*, S. 1–5.
- Wulf, S., M. Meating und J. Clemens (2002). „Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading“. In: *J. Environ. Qual.* 31, S. 1789–1794.
- Wulffen, U. von, M. Roschke und H.-E. Kape (2008). *Richtwerte für die Untersuchung und Beratung zur Umsetzung der Düngeverordnung*. Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung Brandenburg. Bernburg, Güterfelde, Rostock.
- Zeise, K., J. Haller, A. Hartmann, V. Eberl, M. Grieb u. a. (2016). *Sorghum als Biogas-substrat. Präzisierung der Anbauempfehlungen für bayerische Anbaubedingungen*. I.

- Straubing: Technologie und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe.
- Zhang, T. Q. und A. F. MacKenzie (1997). „Changes of soil phosphorous fractions under long-term corn monoculture“. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, S. 485–493.
- Zhang, Z., X. Zhang, M. Mahamood, S. Zhang, S. Huang u. a. (2016). „Effect of long-term combined application of organic and inorganic fertilizers on soil nematode communities within aggregates“. In: *Nat. Sci. Reports* 6.31118.
- Zimmermann, M., J. Leifeld, M. W. Schmidt, P. Smith und J. Fuhrer (2007). „Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model“. In: *Eur. J. Soil Sci.* 58, S. 658–667.
- Zirkler, D. (2014). „Biogas residues: Elemental composition, effects on organic matter mineralisation and P dynamics in soil“. Diss. Technische Universität Berlin.



## *Selbstständigkeitserklärung*

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel genutzt habe. Alle wörtlich und inhaltlich übernommenen Stellen habe ich als solche gekennzeichnet.

Ich habe die dem angestrebten Verfahren zugrunde liegende Promotionsordnung zur Kenntnis genommen und die Grundsätze der Humboldt-Universität zu Berlin zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis eingehalten.

Ich versichere außerdem, dass ich die vorliegende Dissertation nur in diesem und in keinem anderen Promotionsverfahren eingereicht habe und dass diesem Promotionsverfahren keine endgültig gescheiterten Promotionsverfahren vorausgegangen sind.

Berlin, den 20. Dezember 2018 .....



## *Danksagung*

Ich möchte mich für die sehr gute Betreuung herzlich bei Frank Ellmer bedanken, insbesondere für die zuverlässige und engagierte Unterstützung bei allen inhaltlichen und organisatorischen Schwierigkeiten.

Mein besonderer Dank gilt außerdem Kerstin Nielsen für die gute Zusammenarbeit im Forschungsprojekt, die Unterstützung bei der Versuchsplanung und -durchführung, die spannenden Diskussionen und das Korrekturlesen.

Viele verschiedene Menschen waren an der Durchführung der Feld- und Laboruntersuchungen beteiligt. Nur durch die Bereitschaft der verschiedenen Institute ihre Ausstattung zur Verfügung zu stellen und mich inhaltlich und methodisch zu beraten, war es mir möglich den interdisziplinären Ansatz dieser Arbeit umzusetzen. Ich bin sehr dankbar dafür, dass ich stets mit großem Interesse empfangen wurde und so viel lernen durfte.

Konkret möchte ich den MitarbeiterInnen des Fachgebietes Acker- und Pflanzenbau der Humboldt-Universität zu Berlin danken, insbesondere Heiko Vogel für die praktische Unterstützung des Forschungsprojektes sowie Thomas Döring für die Beratung bei inhaltlichen Fragen. Außerdem danke ich Andreas Muskulus und seinem Team von der Versuchsstation Berge für die technische Durchführung des Feldversuchs und die inhaltliche Beratung. Ich danke dem Gemeinschaftslabor Analytik am Albrecht Daniel Thaer-Institut der Humboldt-Universität zu Berlin für die Durchführung der Laboranalysen, speziell Kirsten Weiß, Manuela Alt, Gabriele Sommer und Sibylle Nöther. Ich möchte Ulrich Szewzyk, Burga Braun, Stefanie Arndt und den weiteren MitarbeiterInnen vom Fachgebiet Umweltmikrobiologie der Technischen Universität Berlin für die Unterstützung bei den mikrobiologischen Untersuchungen danken. Dem Fachgebiet Bodenkunde der Technischen Universität Berlin danke ich für die Ermöglichung der Untersuchungen der POM-Bindungsstärke. Dabei gilt mein besonderer Dank Martin Kaupenjohann, Frederick Büks, Doreen Zirkler und Maike Mai. Dem Labor des Instituts für agrar- und stadtoökologische Projekte unter der Leitung von Steffi Tschuikowa danke ich für die Ermöglichung der Ergosterol-Extraktion. Weiterhin danke ich Dirk Wagner, Oliver Burkhardt und Carolin Zakrzewski vom GeoForschungsZentrum Potsdam für die Unterstützung bei der DGGE-Analyse sowie Frank Ellner und Karin Zinn vom Julius Kühn-Institut für die Durchführung der Ergosterol-Messung. Danny Arends und Bärbel Kroschewski danke ich für die Beratung bei der statistischen Auswertung.

Ich danke außerdem den Studentinnen Lisa Häfner, Karla Grajales, Katharine Jäger und Marina Kulagina für die praktische Unterstützung bei den Versuchen und den Spaß bei der Arbeit auf dem Feld und im Labor.

Ich möchte Tom Grassmann für die Begleitung auf dem gesamten Weg danken, für die moralische Unterstützung, das allgemeine Mitdenken, das Korrekturlesen und die Hilfe mit Linux, R, Latex und Co.



# Anhang



# Abbildungsverzeichnis Anhang

Abbildung A1	Ausgewählte chemische Eigenschaften (Gehalte an Zellulose, Hemizellulose, Cu, Zn, Cd, Pb) der eingesetzten organischen Dünger für den Zeitraum 2012–2017 . . . . .	159
Abbildung A2	Ausgewählte chemische Eigenschaften (Anteil organischer N, $C_{org}:N_{org}$ -Verhältnis, Gehalt an Gesamt-N, $NH_4^+$ -N, P, Ca, Mg und Na) der eingesetzten organischen Dünger für den Zeitraum 2012–2017 . . . . .	160
Abbildung A3	Versuchsplan des statischen Parzellenfeldversuchs . . . . .	161
Abbildung A4	Temperatur- und Niederschlagsdaten im Versuchszeitraum des Gefäßversuches . . . . .	162
Abbildung A5	Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für Gesamtkohlenstoff, $C_{org}:N$ -Verhältnis und anorganischer Kohlenstoff im Versuchsverlauf . . . . .	163
Abbildung A6	Mineralischer Stickstoff gemessen von 2014–2016 jeweils vor der Frühjahrsdüngung . . . . .	164
Abbildung A7	Wassergehalt in 0–30 cm im Frühjahr 2014–2016 . . . . .	165
Abbildung A8	DNA-Konzentration der Proben für die Denaturing gradient gel electrophoresis . . . . .	165
Abbildung A9	Ergebnisse der Denaturing gradient gel electrophoresis bei einem Gradienten von 40–60 % Formamid und Urea verteilt auf die Gele 1–3 . . . . .	166
Abbildung A10	Trockenmasseerträge des Feldversuchs für den Zeitraum 2011–2013 aus dem Vorgängerprojekt (Nielsen u. a. 2013a) . . . . .	167
Abbildung A11	N-Gehalte der Trockenmasse für die Kulturen Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 des Feldversuchs . . . . .	167
Abbildung A12	Bestandesdichte bzw. Pflanzendichte für die Kulturen Silomais 2015 und Sorghum 2016 des Feldversuchs . . . . .	168



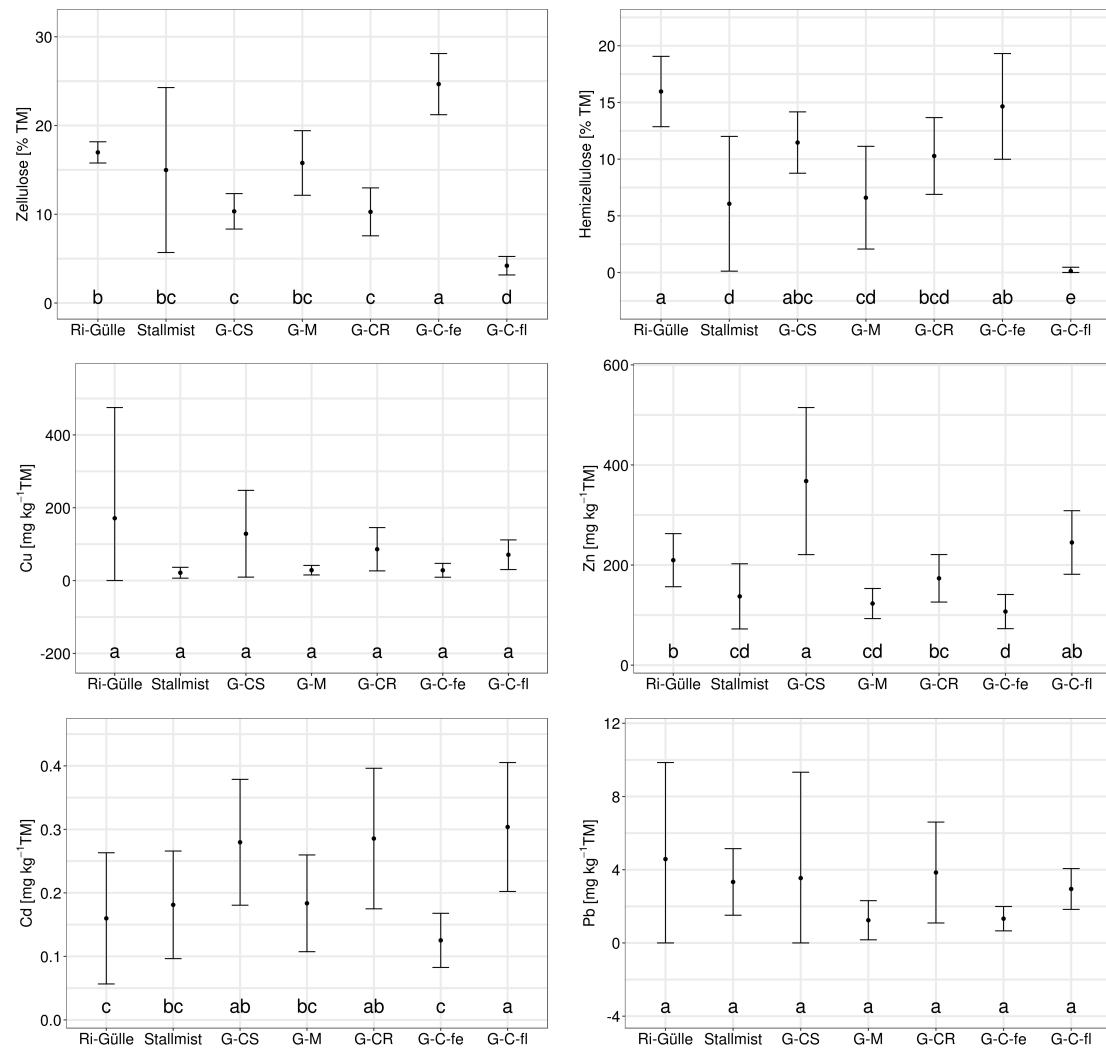


# Tabellenverzeichnis Anhang

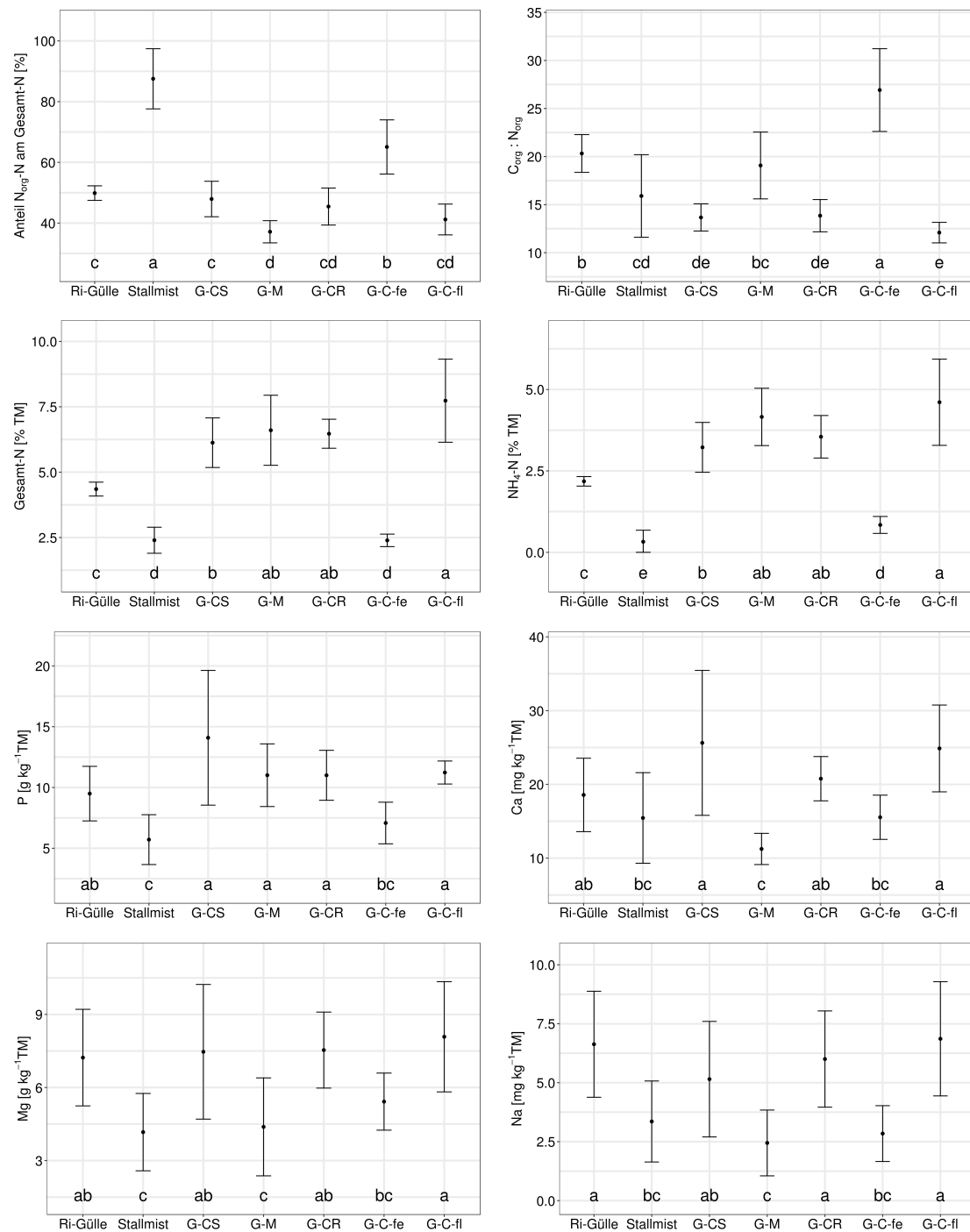
Tabelle A1	Durchgeführte Pflanzenschutzmaßnahmen im Zeitraum 2014–2017 . . . . .	169
Tabelle A2	Organische Substrate der Ecoplate und deren Zuordnung zu Substratklassen nach Weber und Legge (2009) . . . . .	170
Tabelle A3	Bei der Datenauswertung genutzte R-Pakete . . . . .	171
Tabelle A4	Ergebnisse der chemischen Bodenuntersuchungen (Gesamtkohlenstoff, organischer Kohlenstoff, heißwasserlöslicher Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, P- und K-Gehalt sowie pH-Wert) für die Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden . . . . .	172
Tabelle A5	Ergebnisse des schrittweisen Aufbaus des Mixed Models für die chemischen Bodenparameter organischer C, heißwasserlöslicher C, Gesamt-N, P- und K-Gehalt, pH-Wert sowie den Trockenmasseertrag des Grünroggens als abhängige Variablen . . . . .	173
Tabelle A6	Auswertung der linearen Modelle für die Aggregatstabilität gegenüber verschiedenen Parametern . . . . .	174
Tabelle A7	Auswertung der linearen Modelle für Average well color development und die beiden Hauptkomponenten aus der Hauptkomponentenanalyse des Community level physiological profiling jeweils als abhängige Variablen gegenüber verschiedenen Parametern . . . . .	175
Tabelle A8	Auswertung des linearen Modells für den Ergosterolgehalt als abhängige Variable im Mai und Juni 2016 gegenüber verschiedenen Parametern . . . . .	176
Tabelle A9	Ergebnisse der Wuchshöhen des Feldversuchs für die Kulturen 2015–2016 . . . . .	177
Tabelle A10	Überblick über den Entwicklungsverlauf der Kulturen 2015–2016 im Feldversuch . . . . .	178
Tabelle A11	Auswertung der linearen Modelle zwischen verschiedenen pflanzenbaulichen Parametern des Feldversuchs . . . . .	179
Tabelle A12	Ergebnisse der Wuchshöhe und Blattfarbe im Gefäßversuch . . . . .	180



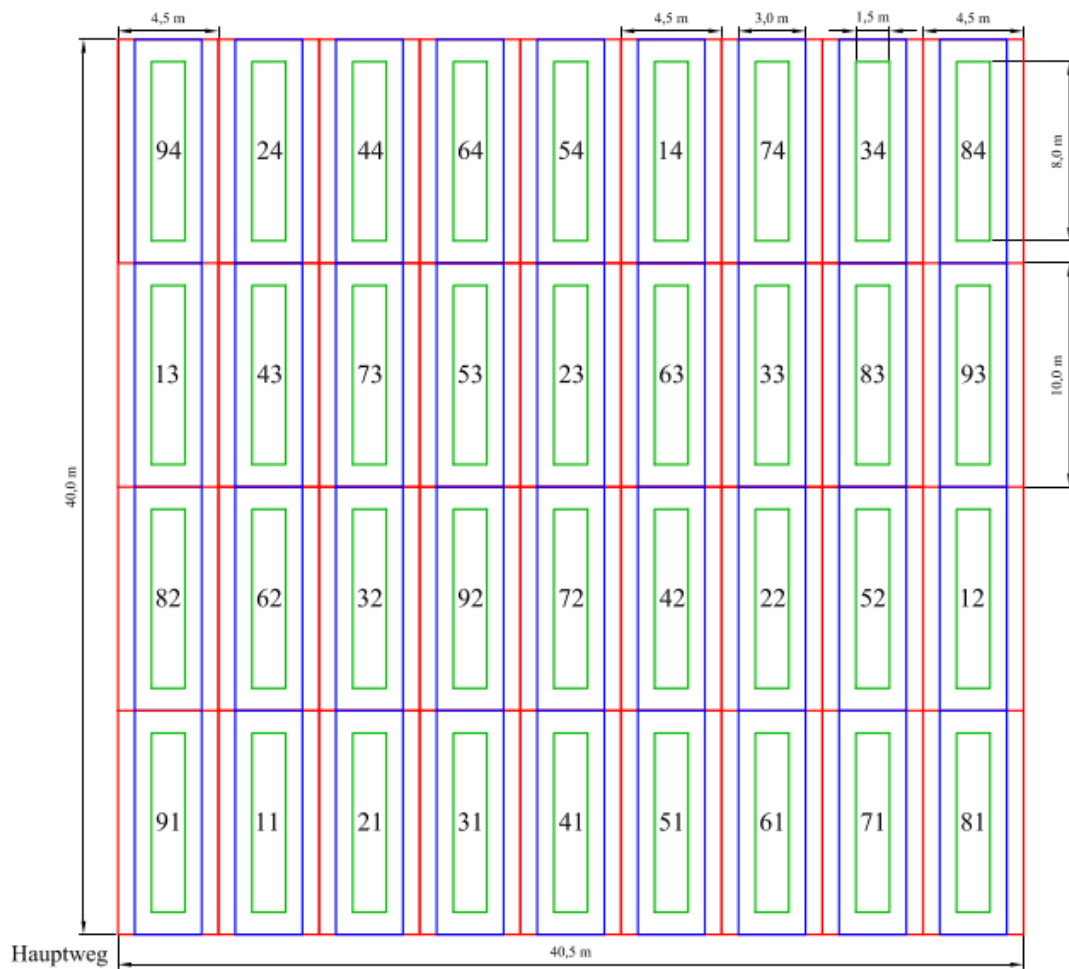
## Abbildungen



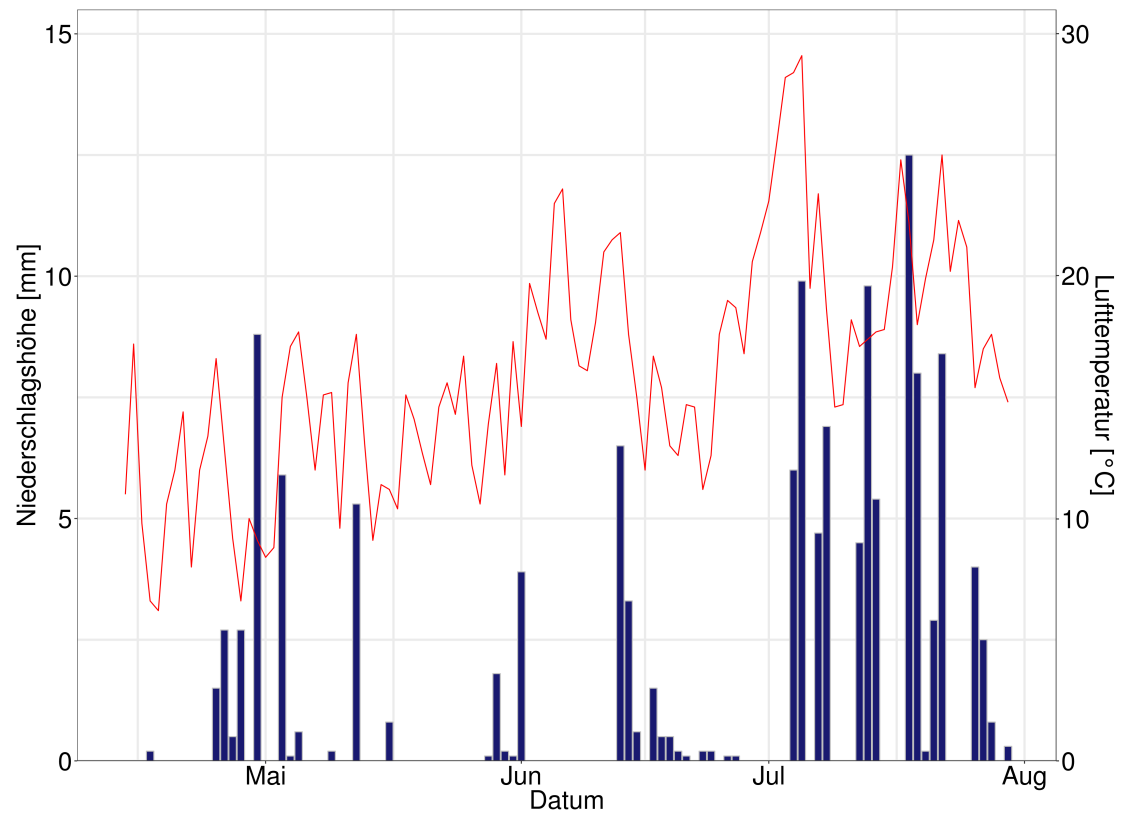
**Abbildung A1:** Ausgewählte chemische Eigenschaften (Gehalte an Zellulose, Hemizellulose, Cu, Zn, Cd, Pb bezüglich Trockenmasse (TM)) der eingesetzten organischen Dünger Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl) für den Zeitraum 2012–2017, ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 10$ ,  $\alpha = 0,05$ )



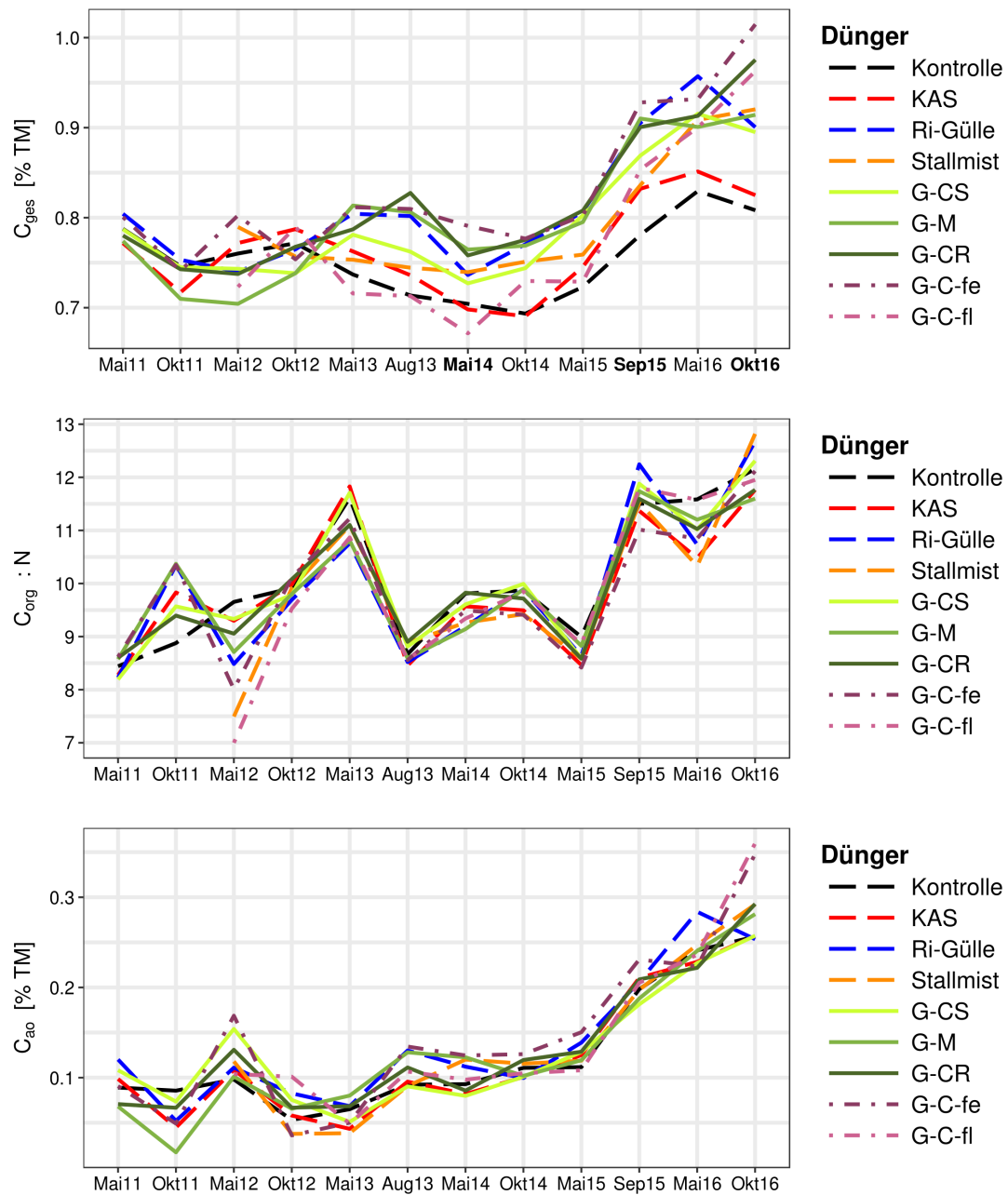
**Abbildung A2:** Ausgewählte chemische Eigenschaften (Anteil organischer N ( $N_{org}$ ) am Gesamt-N des Düngers,  $C_{org} : N_{org}$ -Verhältnis sowie Gehalt an Gesamt-N,  $NH_4^+$ -N, P, Ca, Mg und Na bezüglich Trockenmasse (TM)) der eingesetzten organischen Dünger Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl) für den Zeitraum 2012–2017, ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 10$ ,  $\alpha = 0,05$ )



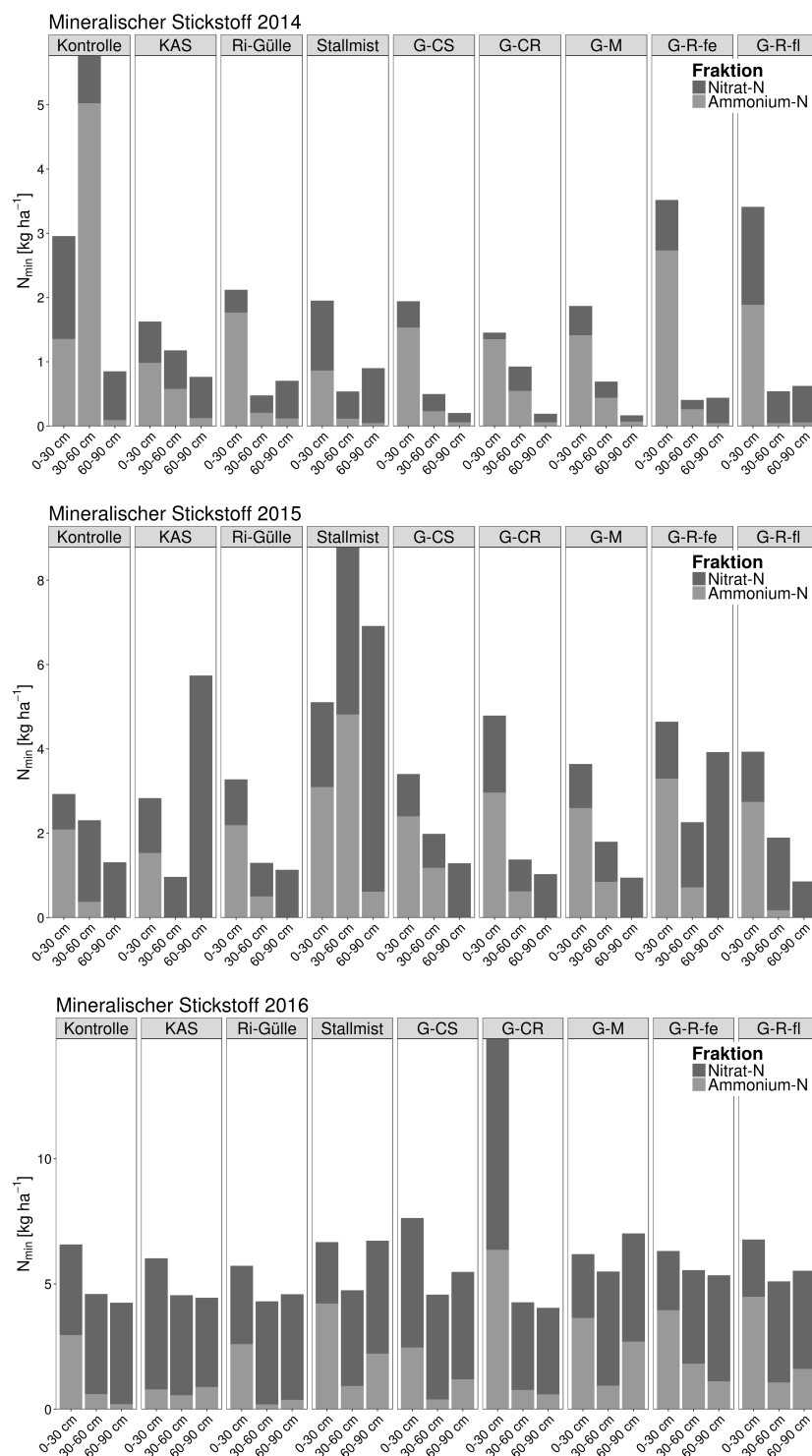
**Abbildung A3:** Versuchsplan des statischen Parzellenfeldversuchs: Erste Zahl bezeichnet das Prüfglied (1. Kontrolle, 2. KAS, 3. G-CS, 4. G-CR, 5. G-M, 6. G-C-fe, 7. Ri-Gülle, 8. Stallmist, 9. G-C-fl), zweite Zahl die Wiederholungen 1–4, Linien kennzeichnen die Anlageparzelle (rot), Düngeparzelle (blau) und Ernteparzelle (grün)



**Abbildung A4:** Temperatur- (Linien) und Niederschlagsdaten (Balken) im Versuchszeitraum des Gefäßversuches (14.04.2015–30.07.2015) am Standort Dahlem

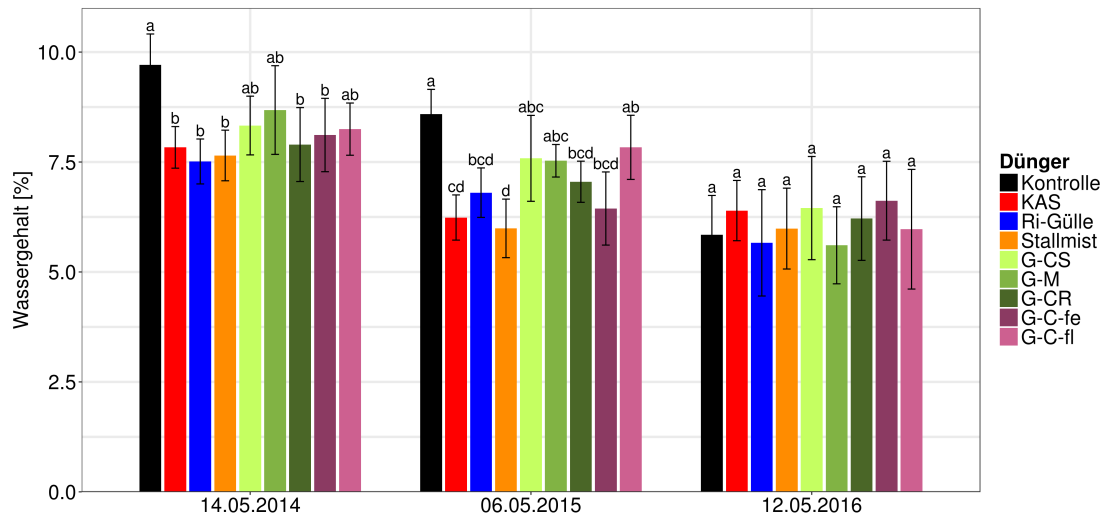


**Abbildung A5:** Ergebnisse der kontinuierlichen Bodenuntersuchungen für Gesamtkohlenstoff ( $C_{ges}$ ), Verhältnis von organischem Kohlenstoff und N ( $C_{org} : N$ ) sowie anorganischen Kohlenstoff ( $C_{ao}$ ) berechnet als  $C_{ges} - C_{org}$  im Versuchsverlauf für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl); Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden (ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )) sind fett markiert

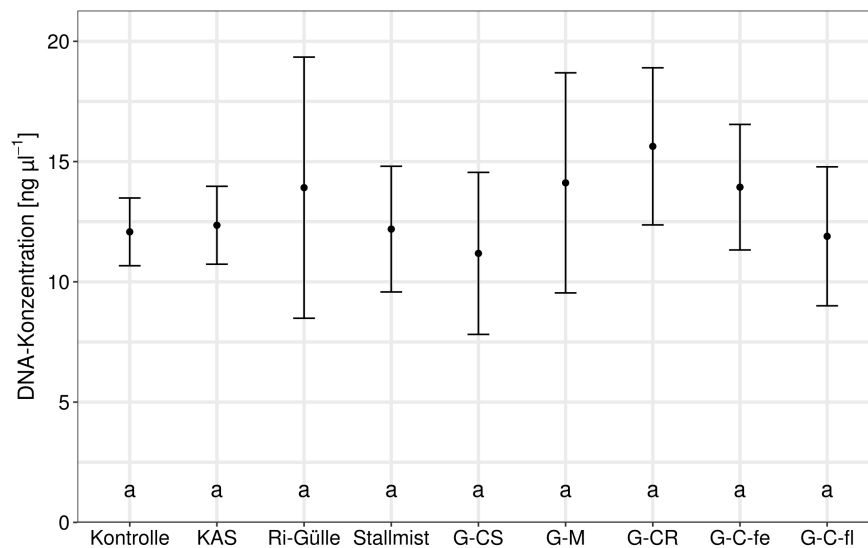


**Abbildung A6:** Mineralischer Stickstoff ( $N_{\min}$ ) gemessen von 2014–2016 jeweils vor der Frühjahrsdüngung für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), eine Auswertung der Einzeltiefen mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ ) ergab keine signifikanten Unterschiede

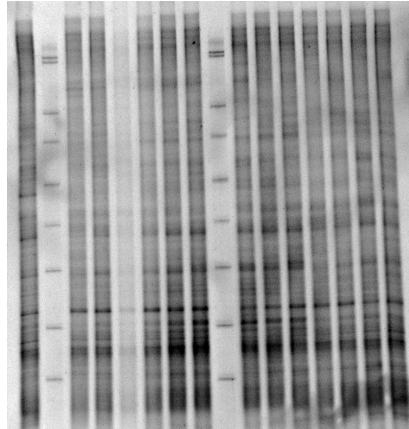




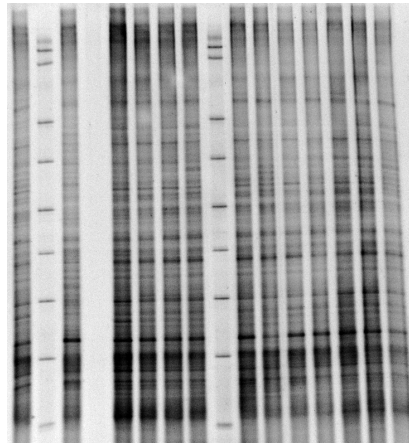
**Abbildung A7:** Wassergehalt in 0–30 cm im Frühjahr 2014–2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



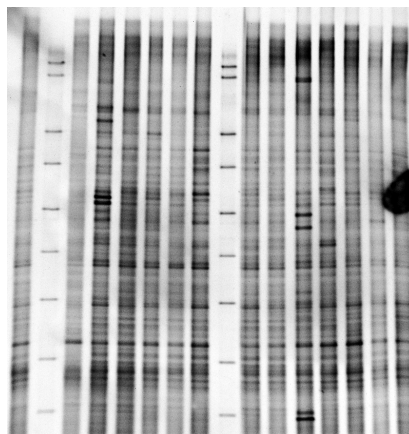
**Abbildung A8:** DNA-Konzentration der Proben für die Denaturing gradient gel electrophoresis für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



(a) Gel 1, Lanes von links nach rechts: G-C-fe (4), Marker, Stallmist (2), G-C-fe (2), G-CS (2)(Fehlmessung), G-C-fl (2), Ri-Gülle (2), G-CR (2), Marker, KAS (2), G-M (2), Kontrolle (2), G-C-fl (1), Kontrolle (1), KAS (1), G-M (2)

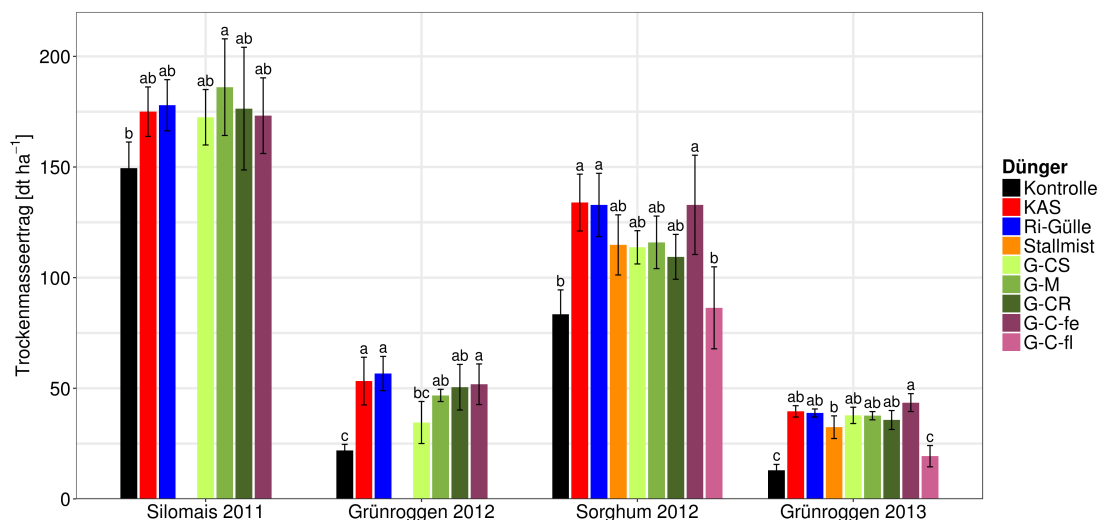


(b) Gel 2, Lanes von links nach rechts: Kontrolle (4), Marker, Kontrolle (3), G-CR (3) (Fehlmessung), Ri-Gülle (3), G-M (3), KAS (3), G-C-fe (3), Marker, G-CS (3), Stallmist (3), G-C-fl (3), G-CS (1), G-CR (1), G-M (1), G-C-fe (3)

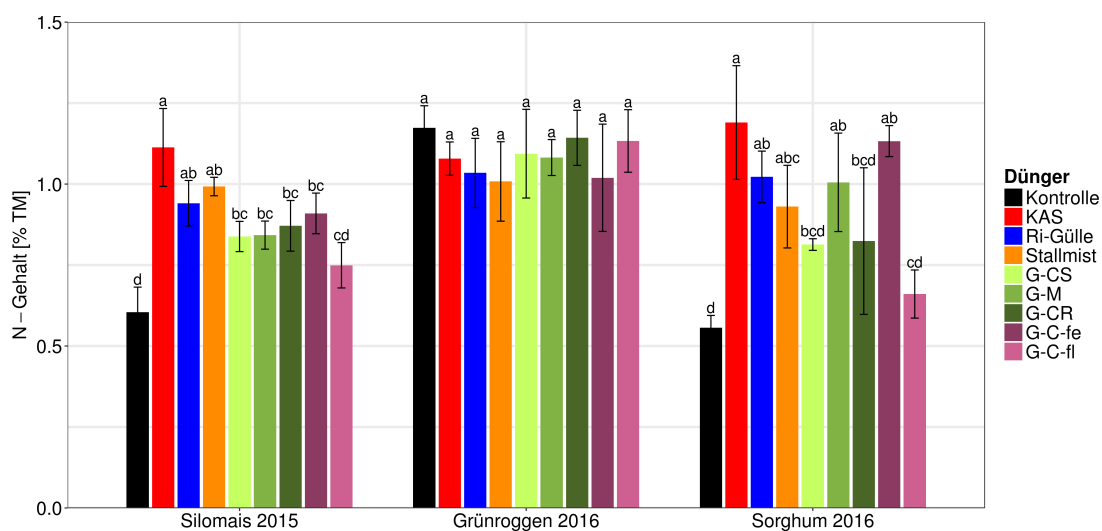


(c) Gel 3, Lanes von links nach rechts: G-M (4), Marker, G-C-fl (4), KAS (4), G-CR (4), Ri-Gülle (4), G-CS (4), Stallmist (4), Marker, G-C-fe (1), Ri-Gülle (1), Stallmist (1), G-CS (2), G-CR (3), G-C-fe (4), Kontrolle (4) (Fehlmessung)

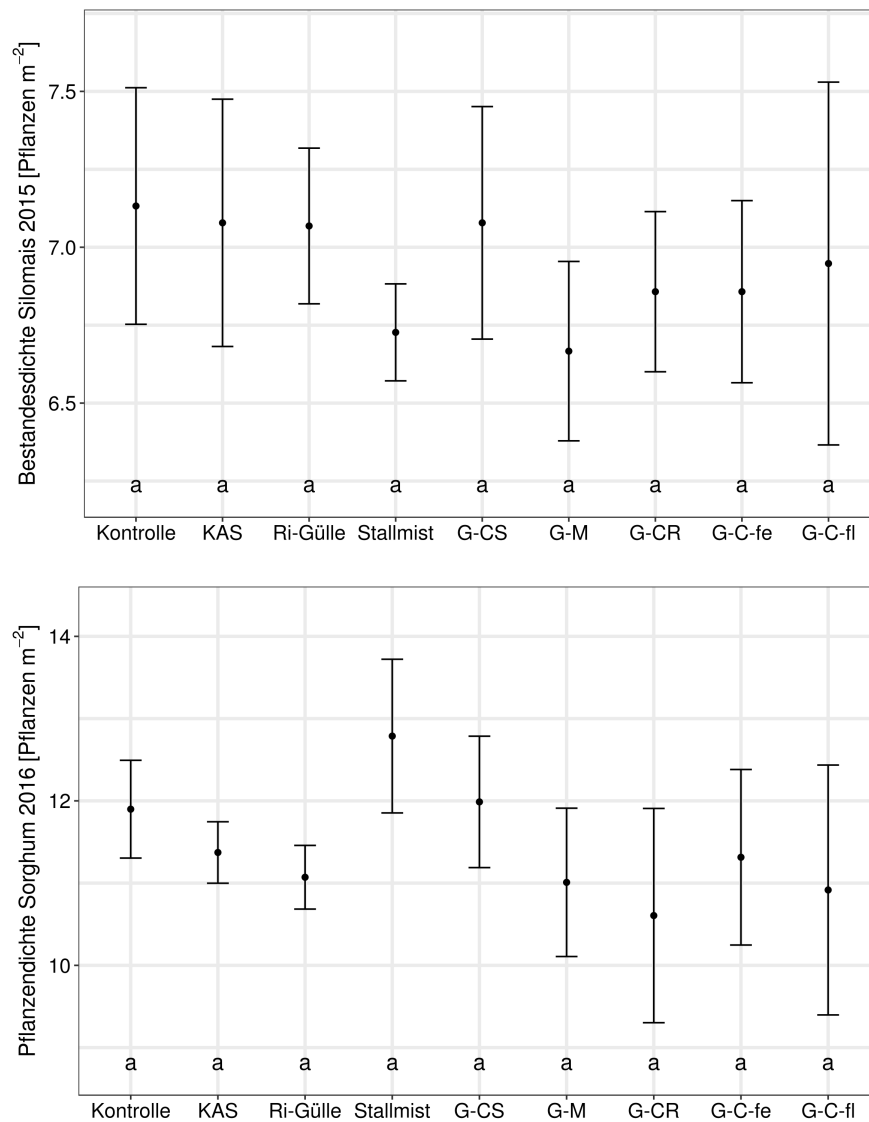
**Abbildung A9:** Gele 1–3 der Denaturing gradient gel electrophoresis mit Gradient 40–60 % Formamid und Urea, Bilder grafisch aufbereitet (Farbumkehr, Kontrasterhöhung), angegeben ist jeweils das Prüfglied (Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)) und in Klammern der Block



**Abbildung A10:** Trockenmasseerträge des Feldversuchs für den Zeitraum 2011–2013 aus dem Vorgängerprojekt (Nielsen u. a. 2013a) für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ ), Silomais 2013 konnte witterungsbedingt nicht geerntet werden



**Abbildung A11:** N-Gehalte der Trockenmasse (TM) für die Kulturen Silomais 2015, Grünroggen 2016 und Sorghum 2016 des Feldversuchs für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )



**Abbildung A12:** Bestandesdichte bzw. Pflanzendichte für die Kulturen Silomais 2015 und Sorghum 2016 des Feldversuchs für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

# Tabellen

**Tabelle A1:** Durchgeführte Pflanzenschutzmaßnahmen im Zeitraum 2014–2017

Kultur	Sorghum 2014	Silomais 2015	Sorghum 2016
Pflanzenschutz	2 L ha <sup>-1</sup> Gardow Gold 1 L ha <sup>-1</sup> Dual Gold	0,8 L ha <sup>-1</sup> Calaris 0,8 L ha <sup>-1</sup> Dual Gold 0,7 L ha <sup>-1</sup> Motivell forte 2 L ha <sup>-1</sup> Gardow Gold Trichogramma	3,25 L ha <sup>-1</sup> Gardow Gold 0,5 L ha <sup>-1</sup>

**Tabelle A2:** Organische Substrate der Ecoplate und deren Zuordnung zu Substratklassen nach Weber und Legge (2009)

Substratname	Substratklasse
Phenylethylamin	Amine und Amide
Putrescin	Amine und Amide
Glycyl-L-Glutaminsäure	Aminosäuren
L-Aparagin	Aminosäuren
L-Arginin	Aminosäuren
L-Phenylalanin	Aminosäuren
L-Serin	Aminosäuren
L-Threonin	Aminosäuren
2-Hydroxybenzoesäure	Carboxylsäuren
4-Hydroxybenzoesäure	Carboxylsäuren
4-Hydroxybutansäure	Carboxylsäuren
$\alpha$ -Ketobuttersäure	Carboxylsäuren
Äpfelsäure	Carboxylsäuren
D-Galacton- $\gamma$ -lacton	Carboxylsäuren
D-Galacturonsäure	Carboxylsäuren
D-Glucosaminsäure	Carboxylsäuren
Itakonsäure	Carboxylsäuren
$\alpha$ -D-Lactose	Kohlenhydrate
Brenztraubensäuremethylester	Kohlenhydrate
Cellobiose	Kohlenhydrate
D,L- $\alpha$ -Glycerolphosphat	Kohlenhydrate
D-Mannitol	Kohlenhydrate
D-Xylose	Kohlenhydrate
Glucose-1-phosphat	Kohlenhydrate
I-Erythritol	Kohlenhydrate
Methyl- $\beta$ -D-glucosid	Kohlenhydrate
N-Acetylglucosamin	Kohlenhydrate
$\alpha$ -Cyclodextrin	Polymere
Glycogen	Polymere
Tween 40	Polymere
Tween 80	Polymere

**Tabelle A3:** Bei der Datenauswertung genutzte R-Pakete

R-Paket	Verwendung	Quelle
agricolae	Tukey-HSD-Test	Mendiburu (2017)
car	Levene-Test	Fox und Weisberg (2011)
base		R Core Team (2015)
data.table		Dowle und Srinivasan (2017)
gdata	Visualisierung	Warnes u. a. (2017)
ggplot2	Visualisierung	Wickham (2009)
lme4	Linear Mixed Model	Bates u. a. (2015)
lmerTest	Stepwise Model Selection	Kuznetsova u. a. (2016)
MASS	Box-Cox-Transformation	Venables und Ripley (2002)
piecewiseSEM	Conditional R <sup>2</sup>	Lefcheck (2016)
plyr		Wickham (2011)
reshape2		Wickham (2007)
stringr		Wickham (2017)
usdm	VIF	Naimi u. a. (2014)

**Tabelle A4:** Ergebnisse der chemischen Bodenuntersuchungen (Gesamtkohlenstoff ( $C_{ges}$ ), organischer Kohlenstoff ( $C_{org}$ ), heißwasserlöslicher Kohlenstoff ( $C_{hwl}$ ), Gesamtstickstoff ( $N_{ges}$ ), P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ) sowie pH-Wert) für die Zeitpunkte mit signifikanten Unterschieden (ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )) für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl)

Parameter	Zeit	G-C-fe	G-C-fl	G-CR	G-CS	G-M	KAS	Kontrolle	Ri-Gülle	Stallmist
$C_{org}$ [% TM]	Mai 2014	0,666 ± 0,046 (ab)	0,574 ± 0,033 (b)	0,672 ± 0,037 (a)	0,647 ± 0,039 (ab)	0,642 ± 0,043 (ab)	0,616 ± 0,045 (ab)	0,612 ± 0,034 (ab)	0,624 ± 0,023 (ab)	0,619 ± 0,039 (ab)
$C_{org}$ [% TM]	Sep 2015	0,697 ± 0,047 (a)	0,648 ± 0,036 (ab)	0,692 ± 0,051 (ab)	0,688 ± 0,038 (ab)	0,722 ± 0,054 (a)	0,621 ± 0,053 (ab)	0,583 ± 0,035 (b)	0,699 ± 0,067 (a)	0,639 ± 0,019 (ab)
$C_{org}$ [% TM]	Mai 2016	0,708 ± 0,023 (a)	0,664 ± 0,013 (ab)	0,691 ± 0,048 (ab)	0,688 ± 0,014 (ab)	0,660 ± 0,048 (ab)	0,623 ± 0,069 (ab)	0,589 ± 0,055 (b)	0,673 ± 0,043 (ab)	0,661 ± 0,051 (ab)
$C_{org}$ [% TM]	Okt 2016	0,667 ± 0,036 (a)	0,603 ± 0,041 (abc)	0,683 ± 0,018 (a)	0,638 ± 0,028 (abc)	0,633 ± 0,054 (abc)	0,568 ± 0,044 (bc)	0,552 ± 0,036 (c)	0,647 ± 0,023 (ab)	0,628 ± 0,048 (abc)
$C_{ges}$ [% TM]	Mai 2014	0,791 ± 0,049 (a)	0,672 ± 0,013 (b)	0,758 ± 0,041 (ab)	0,727 ± 0,035 (ab)	0,765 ± 0,083 (ab)	0,698 ± 0,045 (ab)	0,704 ± 0,051 (ab)	0,736 ± 0,038 (ab)	0,739 ± 0,050 (ab)
$C_{ges}$ [% TM]	Sep 2015	0,928 ± 0,080 (a)	0,854 ± 0,021 (ab)	0,901 ± 0,044 (a)	0,869 ± 0,055 (ab)	0,910 ± 0,046 (a)	0,832 ± 0,058 (ab)	0,781 ± 0,051 (b)	0,905 ± 0,038 (a)	0,836 ± 0,067 (ab)
$C_{ges}$ [% TM]	Okt 2016	1,015 ± 0,075 (a)	0,963 ± 0,081 (ab)	0,975 ± 0,053 (a)	0,895 ± 0,057 (abc)	0,914 ± 0,060 (abc)	0,825 ± 0,038 (bc)	0,808 ± 0,034 (c)	0,901 ± 0,038 (abc)	0,920 ± 0,054 (abc)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Mai 2012	274,6 ± 33,8 (abc)	267,5 ± 44,2 (bc)	364,2 ± 43,4 (ab)	373,6 ± 63,7 (a)	257,3 ± 61,5 (c)	336,9 ± 7,2 (abc)	366,4 ± 32,8 (ab)	262,8 ± 27,3 (c)	274,7 ± 18,4 (abc)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Mai 2013	423,0 ± 4,7 (b)	433,3 ± 58,8 (ab)	353,0 ± 26,5 (b)	461,6 ± 4,5 (ab)	414,8 ± 29,6 (b)	460,3 ± 16,2 (ab)	422,3 ± 35,4 (ab)	484,4 ± 23,7 (a)	454,1 ± 28,0 (ab)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Mai 2014	430,8 ± 34,4 (a)	359,2 ± 17,2 (b)	399,0 ± 11,7 (ab)	405,9 ± 8,7 (ab)	424,8 ± 45,6 (ab)	390,2 ± 41,9 (ab)	369,6 ± 24,3 (ab)	392,9 ± 37,1 (ab)	388,3 ± 35,0 (ab)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Sep 2015	397,2 ± 20,8 (a)	392,1 ± 44,4 (ab)	414,8 ± 28,8 (a)	400,7 ± 57,1 (a)	428,1 ± 26,7 (a)	380,9 ± 33,0 (ab)	308,9 ± 19,7 (b)	422,3 ± 51,2 (a)	402,7 ± 41,7 (a)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Mai 2016	364,4 ± 19,1 (a)	347,8 ± 16,9 (a)	353,6 ± 23,0 (a)	365,5 ± 15,8 (a)	377,3 ± 23,7 (a)	332,5 ± 29,2 (ab)	275,0 ± 34,3 (b)	380,1 ± 23,1 (a)	338,5 ± 33,1 (a)
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Okt 2016	374,8 ± 17,1 (ab)	351,4 ± 34,9 (abc)	389,3 ± 25,6 (a)	375,4 ± 14,1 (ab)	390,9 ± 4,8 (a)	333,6 ± 16,1 (bc)	300,2 ± 16,9 (c)	358,8 ± 25,6 (ab)	382,5 ± 14,4 (ab)
$N_{ges}$ [% TM]	Mai 2012	0,079 ± 0,008 (ab)	0,088 ± 0,004 (ab)	0,068 ± 0,011 (ab)	0,066 ± 0,015 (b)	0,070 ± 0,009 (ab)	0,071 ± 0,002 (ab)	0,069 ± 0,011 (ab)	0,075 ± 0,010 (ab)	0,089 ± 0,006 (a)
$N_{ges}$ [% TM]	Okt 2014	0,069 ± 0,003 (a)	0,064 ± 0,005 (ab)	0,068 ± 0,003 (ab)	0,064 ± 0,003 (ab)	0,067 ± 0,004 (ab)	0,062 ± 0,002 (ab)	0,059 ± 0,001 (b)	0,068 ± 0,002 (ab)	0,068 ± 0,006 (ab)
$N_{ges}$ [% TM]	Mai 2015	0,077 ± 0,002 (ab)	0,070 ± 0,003 (ab)	0,079 ± 0,005 (a)	0,079 ± 0,003 (a)	0,077 ± 0,005 (ab)	0,073 ± 0,004 (ab)	0,068 ± 0,004 (b)	0,077 ± 0,002 (ab)	0,075 ± 0,008 (ab)
$N_{ges}$ [% TM]	Mai 2016	0,065 ± 0,004 (a)	0,058 ± 0,006 (ab)	0,063 ± 0,002 (ab)	0,063 ± 0,005 (ab)	0,059 ± 0,006 (ab)	0,060 ± 0,005 (ab)	0,051 ± 0,004 (b)	0,063 ± 0,008 (ab)	0,064 ± 0,005 (a)
$N_{ges}$ [% TM]	Okt 2016	0,055 ± 0,003 (ab)	0,051 ± 0,003 (ab)	0,058 ± 0,003 (a)	0,052 ± 0,004 (ab)	0,055 ± 0,006 (ab)	0,048 ± 0,004 (b)	0,045 ± 0,001 (b)	0,052 ± 0,006 (ab)	0,049 ± 0,004 (b)
$P_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Okt 2016	7,22 ± 1,38 (d)	18,57 ± 3,21 (a)	14,51 ± 1,76 (ab)	12,75 ± 0,71 (abc)	11,85 ± 1,34 (abc)	4,29 ± 1,03 (e)	8,45 ± 1,80 (cd)	7,35 ± 1,41 (d)	9,58 ± 3,11 (bcd)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Okt 2011	6,21 ± 1,23 (bc)		9,30 ± 2,62 (ab)	10,30 ± 3,35 (a)	6,28 ± 1,11 (abc)	5,09 ± 1,35 (c)	6,07 ± 0,74 (bc)	7,23 ± 2,53 (abc)	
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Mai 2013	5,44 ± 0,54 (cd)	10,37 ± 2,09 (a)	7,78 ± 2,01 (abcd)	9,58 ± 2,03 (ab)	7,30 ± 0,63 (abcd)	4,12 ± 0,45 (d)	7,35 ± 1,48 (abcd)	6,46 ± 1,23 (bcd)	8,26 ± 2,83 (abc)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Aug 2013	7,35 ± 2,45 (b)	12,62 ± 2,84 (a)	11,34 ± 1,57 (ab)	10,66 ± 2,20 (ab)	10,66 ± 1,39 (ab)	6,78 ± 3,90 (b)	8,09 ± 1,36 (ab)	7,21 ± 1,82 (b)	9,52 ± 2,44 (ab)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Mai 2014	8,20 ± 1,74 (ab)	12,78 ± 1,87 (a)	10,78 ± 1,47 (ab)	10,44 ± 1,59 (ab)	10,51 ± 3,47 (ab)	7,38 ± 1,64 (b)	9,14 ± 1,33 (ab)	8,71 ± 2,89 (ab)	9,47 ± 2,50 (ab)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Okt 2014	5,92 ± 0,44 (cd)	11,51 ± 1,61 (a)	8,37 ± 1,14 (b)	8,85 ± 0,70 (b)	8,64 ± 1,26 (b)	5,05 ± 0,44 (d)	7,94 ± 1,93 (bc)	5,58 ± 0,90 (cd)	7,91 ± 1,43 (bc)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Mai 2015	7,98 ± 1,15 (cd)	16,31 ± 2,57 (a)	11,25 ± 1,16 (bc)	12,65 ± 0,81 (b)	11,87 ± 1,61 (b)	5,79 ± 0,62 (d)	10,34 ± 1,42 (bc)	10,33 ± 1,94 (bc)	11,13 ± 1,63 (bc)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Sep 2015	10,82 ± 1,53 (d)	20,68 ± 4,37 (a)	16,38 ± 0,69 (ab)	17,28 ± 1,66 (a)	15,48 ± 1,43 (abc)	7,08 ± 0,81 (e)	10,45 ± 1,36 (d)	11,96 ± 1,06 (cd)	12,25 ± 1,73 (bcd)
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Mai 2016	9,81 ± 1,12 (cd)	21,30 ± 4,95 (a)	15,87 ± 2,83 (ab)	14,84 ± 1,82 (ab)	13,68 ± 0,80 (bc)	7,21 ± 1,61 (d)	12,61 ± 1,28 (bc)	10,99 ± 2,27 (bc)	11,03 ± 1,87 (bc)
pH-Wert	Sep 2015	5,49 ± 0,39 (ab)	5,97 ± 0,34 (a)	5,62 ± 0,32 (ab)	5,52 ± 0,08 (ab)	5,42 ± 0,09 (ab)	5,15 ± 0,11 (b)	5,64 ± 0,56 (ab)	5,32 ± 0,12 (ab)	5,61 ± 0,35 (ab)



**Tabelle A5:** Ergebnisse des schrittweisen Aufbaus des Mixed Models zur Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den Parametern für die chemischen Bodenparameter (Zeitraum 2012–2016) organischer C ( $C_{org}$ ), heißwasserlöslicher C ( $C_{hwl}$ ), Gesamt-N ( $N_{ges}$ ), P- ( $P_{DL}$ ) und K-Gehalt ( $K_{DL}$ ), pH-Wert sowie den Trockenmasseertrag des Grünroggens (Zeitraum 2013–2016) als abhängige Variablen, angegeben sind die jeweiligen ermittelten relevanten unabhängigen Variablen mit p- und Schätzwert sowie das Bestimmtheitsmaß des Modells ( $R^2$ )

Abhängige Variable	Unabhängige Variablen	Modellergebnis (step-Funktion)	$R^2$
$C_{org}$ [% TM]	Stabilitätsindex [], Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ], pH-Wert (Boden) [], gedüngter mineralischer N [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngte Zellulose [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngtes Lignin [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngte Hemizellulose [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter Ausgleichs-N [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>Stabilitätsindex:</b> p = 1,51E-08; Schätzwert = -0,013	0,34
$C_{org}$ [% TM] (ohne die Faseranalytik)	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ], pH-Wert (Boden) [], gedüngter mineralischer N [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter Ausgleichs-N [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>Gedüngter mineralischer N:</b> p = 7,05E-03; Schätzwert = 6,51E-04 <b>pH-Wert (Boden)</b> p = 9,87E-03; Schätzwert = -0,022	0,39
$C_{hwl}$ [mg kg <sup>-1</sup> ]	Stabilitätsindex [], $C_{org}$ (Boden) [% TM], Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ], pH-Wert (Boden) [], gedüngter mineralischer N [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngte Zellulose [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngtes Lignin [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngte Hemizellulose [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter Ausgleichs-N [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b><math>C_{org}</math> (Boden):</b> p = 3,85E-13; Schätzwert = 389,525 <b>pH-Wert (Boden):</b> p = 6,93E-09; Schätzwert = -42,195	0,45
$N_{ges}$ [% TM]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ], $C_{org}$ (Boden) [% TM], pH-Wert (Boden) [], gedüngter $N_{org}$ [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter mineralischer N [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter Ausgleichs-N [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b><math>C_{org}</math> (Boden):</b> p = 6,70E-24; Schätzwert = 0,072 <b>pH-Wert (Boden):</b> p = 3,50E-04; Schätzwert = -3,19E-03	0,80
$P_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	pH-Wert (Boden) [], Trockenmasseertrag, gedüngter P [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>pH-Wert (Boden):</b> p = 1,98E-68; Schätzwert = 11,473 <b>Trockenmasseertrag:</b> p = 6,43E-04; Schätzwert = -0,039	0,85
$K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ]	Trockenmasseertrag, gedüngtes K [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>Trockenmasseertrag:</b> p = 1,51E-05; Schätzwert -0,079 <b>Gedüngtes K:</b> p = 4,06E-04; Schätzwert = 0,031	0,80
pH-Wert []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ], gedüngter $N_{org}$ [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter mineralischer N [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngter Ausgleichs-N [kg ha <sup>-1</sup> ], pH-Wert (Dünger), gedüngtes K [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngtes Mg [kg ha <sup>-1</sup> ], gedüngtes Ca [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>Trockenmasseertrag:</b> p = 4,43E-03; Schätzwert = -2,22E-03 <b>Gedüngter mineralischer N:</b> p = 8,66E-03; Schätzwert = -3,13E-03 <b>Gedüngtes K:</b> p = 0,015; Schätzwert = 1,89E-03	0,15
Trockenmasseertrag Grünroggen [dt ha <sup>-1</sup> ]	$N_{ges}$ (Boden) [% TM], $P_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ], gedüngter P [kg ha <sup>-1</sup> ], $K_{DL}$ [mg 100g <sup>-1</sup> ], gedüngtes K [kg ha <sup>-1</sup> ], pH-Wert (Boden) [], gedüngter Ausgleichs-N am $N_{ged}$ [%], $C_{org}$ (Boden) [% TM], Ligninmenge [kg ha <sup>-1</sup> ]	<b>Gedüngter Ausgleichs-N am <math>N_{ged}</math>:</b> p = 7,85E-12; Schätzwert = 0,227 <b>Gedüngte Ligninmenge:</b> p = 1,20E-06; Schätzwert = -0,053 <b>Gedüngter P:</b> p = 8,56E-04; Schätzwert = -0,652 <b><math>C_{org}</math> (Boden):</b> p = 0,025; Schätzwert = 32,060	0,94

**Tabelle A6:** Auswertung der linearen Modelle für die Aggregatstabilität [%] als abhängige Variable gegenüber verschiedenen Parametern; die Düngereigenschaften und gedüngten Mengen wurden unter Ausschluss der Varianten Kontrolle und Mineral-N-Düngung (KAS) einbezogen; angegeben sind jeweils Pearson-Korrelationskoeffizient (r), p-Wert und Schätzwert des Modells

Zeitpunkt	Anmerkung	Unabhängige Variable	r	p-Wert	Schätzwert
Nov 2015	mit Düngereigenschaften (ohne Kontrolle und KAS)	Gedüngtes $\text{NH}_4^+\text{-N}$ aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,658	1,41E-04	0,212
		Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,602	7,06E-04	-0,169
		$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,510	5,51E-03	51,190
		gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,472	0,011	-0,042
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,363	0,057	0,478
		Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,352	0,066	-0,037
		$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,296	0,126	0,039
		Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	0,206	0,292	3,439
		Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,111	0,574	-0,011
		Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,102	0,606	-0,105
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,076	0,699	-0,086
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,048	0,807	0,019
		pH-Wert (Boden) []	-0,025	0,898	-0,405
		Stabilitätsindex []	-0,000	0,999	-4,99E-04
		Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	0,579	2,13E-04	9,271
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,577	2,32E-04	0,873
Nov 2015	ohne Düngereigenschaften (mit Kontrolle und KAS)	$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,563	3,55E-04	62,339
		$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,356	0,033	0,049
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,235	0,167	0,078
		pH-Wert (Boden) []	0,175	0,307	3,300
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,052	0,764	0,071
Mai 2016	mit Düngereigenschaften (ohne Kontrolle und KAS)	Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	-0,211	0,280	-1,365
		gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,202	0,303	-0,014
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	-0,123	0,532	-0,046
		Stabilitätsindex []	0,121	0,541	0,374
		pH-Wert (Boden) []	-0,084	0,670	-1,064
		Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,081	0,682	-6,71E-03
		Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,077	0,696	0,063
		Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ ]	0,073	0,713	1,934
		$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,071	0,721	0,011
		Gedüngtes $\text{NH}_4^+\text{-N}$ aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,065	0,743	0,016
		$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	-0,045	0,821	-4,703
		Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,036	0,858	-7,87E-03
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,027	0,890	-0,025
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,024	0,905	0,020
		Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,011	0,958	7,94E-04
Mai 2016	ohne Düngereigenschaften (mit Kontrolle und KAS)	$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,547	5,61E-04	0,075
		$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,482	2,92E-03	47,717
		Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ ]	0,321	0,056	10,530
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,214	0,209	0,252
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,106	0,539	0,037
		Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	0,083	0,631	0,636
		pH-Wert (Boden) []	0,019	0,914	0,283
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,012	0,947	0,012
Juni 2016	mit Düngereigenschaften (ohne Kontrolle und KAS)	pH-Wert (Boden) []	-0,306	0,121	-3,639
		$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,260	0,191	0,039
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	-0,239	0,230	-0,084
		Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,235	0,239	9,09E-03
		Gedüngtes $\text{NH}_4^+\text{-N}$ aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,223	0,263	0,030
		Stabilitätsindex []	-0,212	0,288	-0,720
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,189	0,344	-0,147
		Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	-0,187	0,351	-2,733
		$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	-0,186	0,353	-18,484
		gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,179	0,372	-7,18E-03
		Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,162	0,418	0,052
		Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,138	0,492	-0,016
		Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ ]	0,069	0,733	1,093
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,066	0,745	-0,057
		Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,048	0,813	1,75E-03
Juni 2016	ohne Düngereigenschaften (mit Kontrolle und KAS)	$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,519	1,40E-03	0,070
		Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	0,364	0,032	4,845
		$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,345	0,042	33,317
		Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ ]	0,212	0,221	4,346
		$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,191	0,273	0,221
		$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,051	0,773	-0,052
		pH-Wert (Boden) []	-0,034	0,847	-0,499
		Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	-0,015	0,930	-5,30E-03

**Tabelle A7:** Auswertung der linearen Modelle für Average well color development (AWCD) und die beiden Hauptkomponenten (HK) aus der Hauptkomponentenanalyse des Community level physiological profiling jeweils als abhängige Variablen gegenüber verschiedenen Parametern; angegeben sind jeweils Pearson-Korrelationskoeffizient (r), p-Wert und Schätzwert des Modells

Parameter	Unabhängige Variable	r	p-Wert	Schätzwert
AWCD	C <sub>org</sub> (Boden) [% TM]	-0,476	0,010	-0,822
	Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	0,268	0,168	-0,062
	C <sub>hwl</sub> (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	-0,264	0,175	-5,48E-04
	Block	-0,286	0,226	-0,053
	K <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,216	0,271	-6,02E-03
	Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,199	0,311	1,51E-03
	Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,199	0,311	1,37E-03
	Gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,186	0,343	-2,43E-04
	Wassergehalt [%]	-0,135	0,492	-0,015
	pH-Wert (Boden) []	0,121	0,541	0,032
	Stabilitätsindex []	0,119	0,546	9,44E-03
	Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,115	0,560	3,16E-04
	Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,100	0,614	9,48E-05
	Gedüngtes $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,061	0,757	-2,36E-04
	P <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,060	0,762	1,06E-03
	Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,025	0,901	2,43E-05
HK 1	P <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,309	0,110	-0,065
	pH-Wert (Boden) []	-0,304	0,116	-0,952
	Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,259	0,184	0,024
	K <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,249	0,201	-0,083
	Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,213	0,276	2,52E-03
	C <sub>hwl</sub> (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	-0,210	0,282	-5,22E-03
	C <sub>org</sub> (Boden) [% TM]	-0,196	0,318	-4,036
	Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,138	0,483	4,53E-03
	Gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,124	0,529	1,93E-03
	Stabilitätsindex []	-0,116	0,556	-0,110
	Block	-0,147	0,563	-0,307
	Wassergehalt [%]	-0,069	0,726	-0,090
	Gedüngtes $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,063	0,749	-2,91E-03
	Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,049	0,805	5,55E-04
	Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,024	0,903	1,99E-03
HK 2	pH-Wert (Boden) []	0,466	0,013	0,766
	C <sub>org</sub> (Boden) [% TM]	-0,384	0,044	-4,156
	P <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	0,355	0,064	0,039
	Block	0,411	0,077	4,675
	Gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,311	0,108	-2,54E-03
	Stabilitätsindex []	0,246	0,206	0,122
	Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,182	0,355	-1,13E-03
	C <sub>hwl</sub> (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	-0,169	0,390	-2,20E-03
	Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,160	0,416	6,93E-03
	Wassergehalt [%]	-0,070	0,725	-0,048
	Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,050	0,799	-2,40E-03
	Gedüngtes $\text{NH}_4^+$ -N aus organischer Düngung [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,018	0,928	-4,34E-04
	Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,013	0,947	7,86E-05
	K <sub>DL</sub> (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,007	0,971	-1,26E-03
	Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,005	0,978	-9,29E-05

**Tabelle A8:** Auswertung des linearen Modells für den Ergosterolgehalt [ $\mu\text{g g}^{-1}$ ] als abhängige Variable im Mai und Juni 2016 gegenüber verschiedenen Parametern; angegeben sind jeweils Pearson-Korrelationskoeffizient (r), p-Wert und Schätzwert des Modells

Parameter	Unabhängige Variable	r	p-Wert	Schätzwert
Mai 2016	Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,479	0,010	0,015
Mai 2016	Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,460	0,014	6,48E-03
Mai 2016	$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,452	0,016	-0,015
Mai 2016	Stabilitätsindex []	-0,430	0,022	-0,050
Mai 2016	Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,421	0,026	1,31E-03
Mai 2016	pH-Wert (Boden) []	-0,389	0,041	-0,185
Mai 2016	$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,387	0,042	-0,012
Mai 2016	Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,379	0,047	3,16E-03
Mai 2016	Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,371	0,052	1,05E-03
Mai 2016	$C_{\text{org}}$ :N-Verhältnis des Düngers	0,328	0,088	0,012
Mai 2016	Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	-0,316	0,102	-0,077
Mai 2016	Gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	-0,212	0,279	-5,64E-04
Mai 2016	Wassergehalt [%]	-0,134	0,495	-0,046
Mai 2016	$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,114	0,563	6,86E-04
Mai 2016	$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,077	0,696	3,07E-01
Juni 2016	Gedüngte Zellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,649	2,47E-04	1,50E-03
Juni 2016	Gedüngter Ausgleichs-N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,579	1,56E-03	4,34E-03
Juni 2016	$C_{\text{org}}$ :N-Verhältnis des Düngers	0,526	4,81E-03	0,027
Juni 2016	Trockenmasseertrag [ $\text{dt ha}^{-1}$ ]	0,505	7,23E-03	0,011
Juni 2016	$K_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,497	0,008	-0,027
Juni 2016	Stabilitätsindex []	-0,474	0,013	-0,101
Juni 2016	Gedüngter mineralischer N [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,432	0,025	8,69E-03
Juni 2016	Wassergehalt [%]	0,328	0,095	0,168
Juni 2016	Gedüngte Hemizellulose [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,289	0,144	7,07E-04
Juni 2016	Gedüngtes Lignin [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	0,268	0,177	6,78E-04
Juni 2016	Dehydrogenaseaktivität [ $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ]	-0,222	0,267	-0,205
Juni 2016	$P_{\text{DL}}$ (Boden) [ $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ]	-0,217	0,277	-0,011
Juni 2016	$C_{\text{org}}$ (Boden) [% TM]	0,215	0,282	1,347
Juni 2016	pH-Wert (Boden) []	-0,152	0,450	-0,114
Juni 2016	$C_{\text{hwl}}$ (Boden) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	0,082	0,685	7,78E-04

**Tabelle A9:** Ergebnisse der Wuchshöhen des Feldversuchs für die Kulturen 2015–2016 für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test (n = 4,  $\alpha = 0,05$ )

Frucht	Datum	Kontrolle	KAS	Ri-Gülle	Stallmist	G-CS	G-M	G-CR	G-C-fe	G-C-fl
Grünroggen 2015	09.04.2015	13,99 ± 1,62 (d)	30,02 ± 2,03 (a)	26,34 ± 1,65 (ab)	23,53 ± 2,29 (bc)	22,72 ± 3,00 (bc)	22,34 ± 2,92 (bc)	25,29 ± 1,08 (abc)	24,95 ± 2,80 (bc)	21,24 ± 1,87 (c)
Grünroggen 2015	16.04.2015	23,42 ± 1,15 (e)	48,68 ± 2,11 (a)	44,07 ± 2,62 (ab)	39,44 ± 1,65 (bc)	37,30 ± 2,70 (c)	37,85 ± 4,46 (c)	41,82 ± 2,33 (bc)	41,80 ± 2,01 (bc)	31,08 ± 3,01 (d)
Grünroggen 2015	23.04.2015	35,48 ± 4,55 (e)	71,61 ± 1,69 (a)	65,69 ± 4,03 (ab)	61,41 ± 3,52 (bc)	55,74 ± 2,63 (cd)	56,83 ± 4,37 (c)	61,09 ± 2,14 (bc)	61,69 ± 2,06 (bc)	48,32 ± 3,04 (d)
Grünroggen 2015	30.04.2015	49,40 ± 6,20 (d)	97,22 ± 3,10 (a)	88,88 ± 2,61 (ab)	82,97 ± 5,36 (b)	77,14 ± 2,81 (bc)	78,61 ± 5,56 (bc)	84,40 ± 5,18 (b)	88,10 ± 3,94 (ab)	67,41 ± 7,15 (c)
Silomais 2015	24.06.2015	21,90 ± 0,71 (c)	25,98 ± 1,21 (b)	29,19 ± 2,11 (ab)	28,56 ± 2,55 (ab)	31,82 ± 1,67 (a)	27,89 ± 1,71 (ab)	26,77 ± 2,27 (b)	27,91 ± 1,69 (ab)	27,28 ± 0,44 (b)
Silomais 2015	01.07.2015	38,87 ± 1,45 (c)	49,30 ± 3,11 (ab)	55,90 ± 3,35 (ab)	55,03 ± 5,56 (ab)	56,99 ± 4,75 (a)	49,81 ± 3,97 (ab)	47,90 ± 2,65 (b)	50,97 ± 4,17 (ab)	50,63 ± 2,19 (ab)
Silomais 2015	10.07.2015	68,69 ± 5,56 (c)	90,10 ± 6,07 (ab)	101,61 ± 5,24 (ab)	100,59 ± 5,33 (ab)	105,17 ± 8,21 (a)	91,42 ± 3,31 (ab)	91,58 ± 4,73 (ab)	93,40 ± 7,40 (ab)	89,65 ± 9,77 (b)
Silomais 2015	20.07.2015	108,00 ± 11,06 (b)	146,30 ± 6,77 (a)	157,90 ± 11,86 (a)	158,55 ± 5,93 (a)	160,25 ± 5,81 (a)	149,49 ± 4,31 (a)	147,95 ± 3,30 (a)	153,40 ± 6,41 (a)	142,96 ± 13,08 (a)
Silomais 2015	27.07.2015	140,80 ± 11,71 (c)	184,33 ± 6,07 (ab)	201,31 ± 4,38 (a)	195,63 ± 9,30 (ab)	197,13 ± 8,54 (ab)	190,33 ± 3,55 (ab)	186,39 ± 7,93 (ab)	193,27 ± 9,53 (ab)	176,49 ± 11,64 (b)
Silomais 2015	05.08.2015	165,66 ± 19,41 (b)	212,46 ± 6,78 (a)	223,85 ± 5,92 (a)	216,59 ± 10,82 (a)	222,75 ± 6,43 (a)	216,49 ± 1,45 (a)	211,05 ± 15,19 (a)	220,25 ± 9,42 (a)	202,14 ± 15,63 (a)
Silomais 2015	12.08.2015	198,53 ± 15,04 (b)	236,63 ± 7,00 (a)	244,35 ± 9,23 (a)	237,88 ± 6,62 (a)	243,55 ± 6,38 (a)	242,28 ± 4,39 (a)	240,76 ± 7,10 (a)	242,51 ± 11,55 (a)	224,68 ± 17,75 (a)
Grünroggen 2016	08.03.2016	9,75 ± 0,58 (b)	12,84 ± 0,66 (a)	12,65 ± 0,55 (a)	12,84 ± 0,63 (a)	11,64 ± 0,91 (a)	11,38 ± 0,95 (ab)	11,69 ± 1,12 (a)	12,55 ± 0,83 (a)	11,15 ± 1,00 (ab)
Grünroggen 2016	24.03.2016	10,68 ± 0,66 (e)	15,78 ± 1,02 (a)	14,99 ± 0,89 (ab)	14,88 ± 0,41 (ab)	14,11 ± 0,53 (abc)	12,90 ± 0,72 (cd)	13,85 ± 1,05 (bcd)	14,71 ± 1,13 (abc)	12,19 ± 1,02 (de)
Grünroggen 2016	07.04.2016	16,82 ± 2,13 (d)	34,64 ± 2,05 (a)	29,56 ± 2,15 (abc)	29,14 ± 2,61 (bc)	26,49 ± 1,53 (bc)	25,20 ± 2,07 (bc)	26,58 ± 2,82 (bc)	30,15 ± 4,14 (ab)	24,20 ± 2,26 (c)
Grünroggen 2016	14.04.2016	23,06 ± 2,72 (d)	52,49 ± 4,94 (a)	44,69 ± 3,43 (abc)	43,36 ± 2,98 (bc)	39,35 ± 2,92 (bc)	38,78 ± 5,67 (bc)	42,13 ± 3,92 (bc)	46,84 ± 3,93 (ab)	36,78 ± 3,85 (c)
Grünroggen 2016	21.04.2016	32,96 ± 5,87 (f)	73,46 ± 3,41 (a)	62,36 ± 4,05 (b)	58,58 ± 3,67 (bcd)	52,30 ± 4,60 (cde)	49,36 ± 3,71 (de)	57,48 ± 4,65 (bcd)	62,06 ± 4,14 (bc)	47,45 ± 4,40 (e)
Grünroggen 2016	27.04.2016	36,90 ± 2,79 (g)	88,70 ± 4,24 (a)	78,05 ± 2,91 (b)	71,70 ± 3,03 (bcd)	63,60 ± 3,08 (def)	57,33 ± 2,67 (ef)	65,00 ± 3,60 (cde)	73,88 ± 5,15 (bc)	55,15 ± 5,95 (f)
Grünroggen 2016	05.05.2016	51,33 ± 1,98 (f)	115,50 ± 3,12 (a)	106,33 ± 2,51 (ab)	98,08 ± 5,02 (bcd)	91,98 ± 4,29 (de)	82,95 ± 7,96 (e)	96,33 ± 2,92 (cd)	102,83 ± 1,87 (bc)	83,48 ± 4,41 (e)
Sorghum 2016	29.06.2016	33,34 ± 2,91 (b)	42,49 ± 3,60 (ab)	49,11 ± 1,67 (a)	43,08 ± 5,93 (a)	46,88 ± 1,25 (a)	45,96 ± 1,94 (a)	47,15 ± 2,30 (a)	46,73 ± 2,10 (a)	43,08 ± 6,45 (a)
Sorghum 2016	07.07.2016	46,74 ± 2,08 (b)	62,20 ± 4,19 (a)	67,34 ± 2,37 (a)	60,58 ± 6,39 (a)	66,65 ± 4,33 (a)	62,78 ± 1,50 (a)	63,79 ± 2,70 (a)	65,75 ± 1,95 (a)	59,68 ± 6,86 (a)
Sorghum 2016	14.07.2016	60,03 ± 2,95 (b)	75,99 ± 3,88 (a)	82,30 ± 2,66 (a)	78,16 ± 2,70 (a)	78,73 ± 4,23 (a)	78,66 ± 3,47 (a)	81,83 ± 2,23 (a)	82,81 ± 4,33 (a)	74,35 ± 7,99 (a)
Sorghum 2016	21.07.2016	72,04 ± 1,90 (b)	94,34 ± 5,93 (a)	99,10 ± 3,00 (a)	95,54 ± 3,03 (a)	95,00 ± 7,08 (a)	96,35 ± 1,50 (a)	96,74 ± 2,87 (a)	98,93 ± 2,53 (a)	89,01 ± 6,98 (a)
Sorghum 2016	30.07.2016	94,04 ± 4,53 (b)	114,05 ± 6,05 (a)	115,88 ± 6,48 (a)	109,35 ± 6,58 (a)	115,33 ± 9,45 (a)	117,84 ± 1,99 (a)	117,45 ± 3,57 (a)	114,79 ± 9,06 (a)	105,44 ± 10,83 (ab)
Sorghum 2016	04.08.2016	105,13 ± 3,28 (b)	131,39 ± 6,17 (a)	128,51 ± 4,57 (a)	126,69 ± 2,72 (a)	127,43 ± 8,52 (a)	132,19 ± 2,57 (a)	130,70 ± 4,49 (a)	129,66 ± 8,68 (a)	119,01 ± 11,39 (ab)
Sorghum 2016	19.08.2016	138,35 ± 3,23 (c)	171,75 ± 4,76 (a)	163,25 ± 9,27 (ab)	162,20 ± 7,03 (ab)	160,33 ± 3,30 (ab)	164,20 ± 10,32 (ab)	162,35 ± 3,55 (ab)	168,50 ± 7,27 (a)	149,00 ± 15,75 (bc)

**Tabelle A10:** Überblick über den Entwicklungsverlauf der Kulturen 2015–2016 im Feldversuch, BBCH-Skala nach Meier (2001)

Kultur	Grünroggen 2015	Silomais 2015	Grünroggen 2016	Sorghum 2016
Phänologische Daten (BBCH)	21.10.2014: Aufgang	26.05.2015: Aufgang	09.11.2015: Aufgang	02.06.2016: Aufgang
	02.03.2015: 23-26	01.06.2015: 11	19.02.2016: 21-22	13.06.2016: 12
	16.03.2015: 24-26	08.06.2015: 12-13	08.03.2016: 22-24	20.06.2016: 16
	30.03.2015: 24-28	15.06.2015: 13	24.03.2016: 23-24	29.06.2016: 21-22
	09.04.2015: 26-30	24.06.2015: 15-17	30.03.2016: 29	07.07.2016: 21-22
	16.04.2014: 31-32	01.07.2015: 16-18	07.04.2016: 30-31	14.07.2016: 21-31
	23.04.2015: 37	10.07.2015: 30-32	14.04.2016: 32-33	30.07.2016: 31-32
	30.04.2015: 45	20.07.2015: 32-33	21.04.2016: 37	19.08.2016: 43-51
		27.07.2015: 33-51	27.04.2016: 37-39	25.08.2016: 59-61
		05.08.2015: 51-61	05.05.2016: 49-51	01.09.2016: 61-71
		12.08.2015: 71	09.05.2016: 58	15.09.2016: 75
				07.10.2016: 83-85

**Tabelle A11:** Auswertung der linearen Modelle zwischen verschiedenen pflanzenbaulichen Parametern des Feldversuchs, angegeben sind jeweils Pearson-Korrelationskoeffizient (r), p-Wert und Schätzwert des Modells

Frucht	Abhängige Variable	Unabhängige Variable	Datum	r	p-Wert	Schätzwert
Silomais	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	29.09.2015	0,883	1,07E-12	1,386
Grünroggen	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	10.05.2016	0,957	7,87E-20	1,002
Sorghum	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	11.10.2016	0,903	1,249E-13	1,584
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	09.04.2015	0,880	1,50E-12	3,239
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	16.04.2015	0,939	2,37E-17	2,139
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	23.04.2015	0,962	1,18E-20	1,563
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	30.04.2015	0,967	7,06E-22	1,169
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	24.06.2015	0,643	2,32E-05	4,275
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	01.07.2015	0,700	1,98E-06	2,266
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	10.07.2015	0,793	8,38E-09	1,353
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	20.07.2015	0,854	3,59E-11	1,003
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	27.07.2015	0,904	4,24E-14	0,943
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	05.08.2015	0,937	4,53E-17	0,931
Silomais	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	12.08.2015	0,940	1,83E-17	1,106
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	08.03.2016	0,802	3,96E-09	9,720
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	24.03.2016	0,873	3,68E-12	7,503
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	07.04.2016	0,919	2,85E-15	2,591
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	14.04.2016	0,934	9,42E-17	1,607
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	21.04.2016	0,954	2,51E-19	1,210
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	27.04.2016	0,957	7,09E-20	0,954
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	05.05.2016	0,916	5,28E-15	0,744
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	29.06.2016	0,570	3,55E-04	2,354
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	07.07.2016	0,669	1,09E-05	2,201
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	14.07.2016	0,776	4,20E-08	2,305
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	21.07.2016	0,841	2,44E-10	2,140
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	30.07.2016	0,788	1,92E-08	1,869
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	04.08.2016	0,862	2,79E-11	1,949
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	19.08.2016	0,826	9,66E-10	1,530
Grünroggen	Anzahl Bestockungstriebe []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	19.02.2016	0,649	1,88E-05	26,737
Grünroggen	Anzahl Bestockungstriebe []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	08.03.2016	0,837	2,08E-10	16,300
Grünroggen	Blattflächenindex []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	23.04.2015	0,937	4,37E-17	12,122
Silomais	Blattflächenindex []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	20.07.2015	0,657	1,33E-05	57,751
Grünroggen	Blattflächenindex []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	21.04.2016	0,900	7,68E-14	15,009
Sorghum	Blattflächenindex []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	30.07.2016	0,722	9,61E-07	30,294
Sorghum	Blattfarbe []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	14.07.2016	0,897	3,24E-13	0,392
Sorghum	Blattfarbe []	Trockenmasseertrag [dt ha <sup>-1</sup> ]	19.08.2016	0,897	3,03E-13	0,163
Grünroggen	Blattflächenindex []	Wuchshöhe [cm]	23.04.2015	0,923	1,16E-15	0,116
Silomais	Blattflächenindex []	Wuchshöhe [cm]	20.07.2015	0,724	5,95E-07	0,010
Grünroggen	Blattflächenindex []	Wuchshöhe [cm]	21.04.2016	0,900	7,97E-14	0,069
Sorghum	Blattflächenindex []	Wuchshöhe [cm]	30.07.2016	0,818	2,05E-09	0,046
Grünroggen	Anzahl Bestockungstriebe []	Wuchshöhe [cm]	08.03.2016	0,665	9,86E-06	0,413
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	24.06.2015	0,473	3,59E-03	4,933
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	01.07.2015	0,563	3,47E-04	2,861
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	10.07.2015	0,648	1,91E-05	1,738
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	20.07.2015	0,745	1,85E-07	1,374
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	27.07.2015	0,766	5,33E-08	1,254
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	05.08.2015	0,779	2,22E-08	1,215
Silomais	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	12.08.2015	0,792	8,76E-09	1,463
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	08.03.2016	0,718	8,34E-07	9,103
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	24.03.2016	0,849	6,04E-11	7,636
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	07.04.2016	0,927	4,73E-16	2,737
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	14.04.2016	0,927	4,52E-16	1,670
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	21.04.2016	0,923	1,13E-15	1,226
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	27.04.2016	0,915	6,38E-15	0,954
Grünroggen	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	05.05.2016	0,874	3,29E-12	0,744
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	29.06.2016	0,423	0,0114	3,067
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	07.07.2016	0,540	8,15E-04	3,116
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	14.07.2016	0,604	1,24E-04	3,144
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	21.07.2016	0,689	4,74E-06	3,075
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	30.07.2016	0,599	1,46E-04	2,492
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	04.08.2016	0,715	1,39E-06	2,837
Sorghum	Wuchshöhe [cm]	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	19.08.2016	0,778	3,78E-08	2,528
Grünroggen	Anzahl Bestockungstriebe []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	19.02.2016	0,650	1,79E-05	28,052
Grünroggen	Anzahl Bestockungstriebe []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	08.03.2016	0,872	4,26E-12	17,793
Silomais	Blattflächenindex []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	20.07.2015	0,460	4,73E-03	63,489
Grünroggen	Blattflächenindex []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	21.04.2016	0,893	2,34E-13	15,592
Sorghum	Blattflächenindex []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	30.07.2016	0,576	2,96E-04	42,377
Sorghum	Blattfarbe []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	14.07.2016	0,923	2,90E-15	0,709
Sorghum	Blattfarbe []	N-Entzug [kg ha <sup>-1</sup> ]	19.08.2016	0,872	8,59E-12	0,278

**Tabelle A12:** Ergebnisse der Wuchshöhe und Blattfarbe im Gefäßversuch für die Prüfglieder Kontrolle, Mineral-N-Düngung (KAS), Rindergülle (Ri-Gülle), Stallmist und Gärreste (G-CS, G-M, G-CR, G-C-fe, G-C-fl), ausgewertet mit Tukey-Test ( $n = 4$ ,  $\alpha = 0,05$ )

Parameter	Versuchszeit [d]	Kontrolle	KAS	Ri-Gülle	Stallmist	G-CS	G-M	G-CR	G-C-fe	G-C-fl
Wuchshöhe	15	9,57 ± 0,54 (b)	10,40 ± 0,10 (ab)	10,72 ± 0,63 (ab)	10,99 ± 0,56 (a)	11,05 ± 0,54 (a)	10,66 ± 0,53 (ab)	10,81 ± 0,68 (ab)	10,72 ± 0,55 (ab)	10,72 ± 0,81 (ab)
Wuchshöhe	19	13,36 ± 0,62 (a)	13,76 ± 0,33 (a)	14,54 ± 0,55 (a)	14,82 ± 0,48 (a)	14,72 ± 0,51 (a)	13,94 ± 0,62 (a)	14,48 ± 0,62 (a)	14,24 ± 0,69 (a)	14,07 ± 0,98 (a)
Wuchshöhe	22	18,33 ± 0,62 (b)	19,91 ± 0,27 (ab)	20,62 ± 0,51 (a)	21,14 ± 0,76 (a)	20,89 ± 1,17 (a)	20,11 ± 0,60 (ab)	20,67 ± 0,85 (a)	20,18 ± 1,07 (ab)	20,12 ± 0,78 (ab)
Wuchshöhe	25	20,57 ± 1,07 (a)	21,66 ± 0,53 (a)	21,85 ± 0,39 (a)	22,87 ± 1,04 (a)	22,83 ± 1,57 (a)	21,79 ± 0,82 (a)	22,26 ± 0,88 (a)	21,59 ± 1,23 (a)	21,84 ± 0,66 (a)
Wuchshöhe	29	21,34 ± 0,37 (c)	24,99 ± 0,55 (b)	24,52 ± 0,66 (b)	25,75 ± 0,40 (ab)	25,24 ± 1,64 (ab)	24,27 ± 0,74 (b)	27,06 ± 0,93 (a)	25,41 ± 1,05 (ab)	24,86 ± 0,44 (b)
Wuchshöhe	32	23,32 ± 0,69 (b)	27,48 ± 0,75 (a)	27,13 ± 0,56 (a)	28,52 ± 0,71 (a)	28,62 ± 2,10 (a)	26,80 ± 0,67 (a)	28,81 ± 0,85 (a)	27,29 ± 1,50 (a)	27,34 ± 0,25 (a)
Wuchshöhe	36	24,75 ± 0,77 (b)	28,08 ± 0,58 (a)	27,84 ± 0,49 (a)	29,12 ± 0,98 (a)	29,22 ± 2,17 (a)	27,52 ± 0,92 (a)	29,40 ± 0,66 (a)	28,08 ± 1,26 (a)	28,07 ± 0,34 (a)
Wuchshöhe	39	25,19 ± 0,96 (c)	28,51 ± 0,43 (ab)	28,02 ± 0,57 (ab)	29,44 ± 0,81 (ab)	29,60 ± 2,03 (ab)	27,71 ± 0,75 (b)	30,05 ± 0,52 (a)	28,47 ± 1,04 (ab)	28,44 ± 0,28 (ab)
Wuchshöhe	43	25,49 ± 0,59 (c)	29,31 ± 0,45 (ab)	28,15 ± 0,48 (b)	29,95 ± 0,51 (ab)	30,17 ± 1,59 (a)	28,20 ± 0,51 (b)	31,01 ± 0,67 (a)	29,36 ± 0,84 (ab)	29,31 ± 0,51 (ab)
Wuchshöhe	46	25,76 ± 0,92 (d)	31,25 ± 0,58 (abc)	29,52 ± 0,54 (c)	31,37 ± 0,42 (ab)	31,66 ± 1,26 (a)	29,70 ± 0,39 (bc)	32,50 ± 0,88 (a)	31,18 ± 0,87 (abc)	31,01 ± 0,55 (abc)
Wuchshöhe	50	27,56 ± 0,28 (e)	33,98 ± 0,62 (ab)	31,75 ± 0,57 (d)	33,69 ± 0,51 (abc)	33,67 ± 0,94 (abc)	32,11 ± 0,34 (cd)	35,01 ± 1,15 (a)	33,70 ± 0,74 (abc)	33,12 ± 0,43 (bcd)
Wuchshöhe	53	30,22 ± 0,55 (d)	38,80 ± 0,51 (a)	36,09 ± 0,77 (c)	38,13 ± 0,49 (ab)	37,86 ± 1,17 (abc)	36,34 ± 0,69 (bc)	39,16 ± 1,64 (a)	38,27 ± 0,43 (ab)	37,23 ± 0,36 (abc)
Wuchshöhe	57	34,03 ± 1,32 (d)	42,51 ± 0,81 (ab)	39,70 ± 0,78 (c)	41,57 ± 0,67 (abc)	40,94 ± 0,91 (abc)	39,59 ± 1,20 (c)	42,67 ± 1,48 (a)	41,73 ± 0,75 (abc)	40,30 ± 0,51 (bc)
Wuchshöhe	60	35,73 ± 0,80 (c)	44,93 ± 0,82 (a)	42,11 ± 0,50 (b)	43,70 ± 0,71 (ab)	43,31 ± 0,59 (ab)	42,02 ± 1,49 (b)	44,89 ± 2,18 (a)	44,37 ± 1,00 (ab)	42,57 ± 0,47 (ab)
Wuchshöhe	64	37,92 ± 1,06 (d)	48,22 ± 1,52 (ab)	45,34 ± 1,17 (bc)	47,22 ± 0,78 (abc)	46,58 ± 1,24 (abc)	44,71 ± 1,55 (c)	48,96 ± 1,99 (a)	47,91 ± 0,81 (ab)	45,64 ± 0,98 (bc)
Wuchshöhe	68	43,42 ± 1,29 (c)	54,83 ± 1,39 (ab)	51,86 ± 0,91 (b)	53,82 ± 1,36 (ab)	53,38 ± 1,42 (ab)	51,58 ± 2,19 (b)	55,86 ± 2,69 (a)	55,38 ± 1,05 (ab)	52,46 ± 1,49 (ab)
Wuchshöhe	74	45,50 ± 0,94 (c)	56,69 ± 1,32 (ab)	53,37 ± 1,36 (b)	55,29 ± 1,59 (ab)	54,83 ± 1,18 (ab)	53,44 ± 1,93 (b)	58,03 ± 2,24 (a)	56,26 ± 1,11 (ab)	54,00 ± 0,69 (b)
Blattfarbe	19	401,00 ± 29,11 (a)	425,25 ± 53,12 (a)	383,00 ± 107,07 (a)	379,00 ± 104,36 (a)	329,25 ± 87,20 (a)	407,00 ± 45,99 (a)	395,25 ± 135,34 (a)	389,50 ± 79,74 (a)	318,50 ± 72,86 (a)
Blattfarbe	25	361,75 ± 48,18 (b)	513,25 ± 24,58 (a)	475,00 ± 10,10 (a)	475,50 ± 27,77 (a)	470,75 ± 75,02 (a)	474,75 ± 21,36 (a)	427,25 ± 36,33 (ab)	462,75 ± 48,58 (ab)	442,75 ± 55,73 (ab)
Blattfarbe	32	349,50 ± 31,35 (c)	504,00 ± 15,94 (a)	490,25 ± 26,60 (ab)	445,25 ± 38,78 (ab)	469,50 ± 11,36 (ab)	442,25 ± 31,74 (ab)	423,75 ± 18,01 (b)	475,25 ± 50,43 (ab)	433,25 ± 8,22 (b)
Blattfarbe	39	239,50 ± 23,39 (c)	364,75 ± 17,50 (a)	357,00 ± 17,32 (a)	282,00 ± 36,99 (abc)	312,00 ± 28,25 (abc)	311,25 ± 57,62 (abc)	267,00 ± 40,60 (bc)	331,50 ± 29,24 (ab)	259,25 ± 51,38 (bc)
Blattfarbe	46	216,50 ± 11,93 (c)	316,75 ± 42,52 (a)	303,75 ± 25,22 (ab)	279,75 ± 40,82 (abc)	270,75 ± 13,05 (abc)	274,75 ± 23,58 (abc)	246,75 ± 25,70 (bc)	304,25 ± 20,29 (ab)	237,25 ± 27,35 (c)
Blattfarbe	53	184,25 ± 15,22 (c)	331,25 ± 31,11 (a)	296,50 ± 35,57 (ab)	266,50 ± 25,51 (ab)	272,00 ± 21,24 (ab)	271,00 ± 20,78 (ab)	244,50 ± 32,39 (bc)	291,75 ± 12,58 (ab)	241,75 ± 43,12 (bc)
Blattfarbe	60	185,25 ± 55,89 (b)	307,75 ± 31,50 (a)	280,50 ± 23,91 (a)	273,50 ± 19,91 (a)	262,00 ± 43,14 (ab)	278,00 ± 31,04 (a)	260,25 ± 35,47 (ab)	265,75 ± 4,57 (a)	265,75 ± 28,46 (a)
Blattfarbe	68	244,00 ± 25,88 (b)	314,75 ± 34,66 (a)	296,75 ± 9,25 (ab)	283,00 ± 8,72 (ab)	283,00 ± 21,35 (ab)	309,00 ± 45,50 (a)	286,25 ± 12,07 (ab)	289,00 ± 26,19 (ab)	271,00 ± 16,79 (ab)
Blattfarbe	74	270,50 ± 33,33 (a)	270,25 ± 24,66 (a)	255,50 ± 27,36 (a)	278,75 ± 23,06 (a)	260,75 ± 23,19 (a)	219,75 ± 61,95 (a)	249,50 ± 46,99 (a)	268,75 ± 63,77 (a)	240,75 ± 33,29 (a)
Blattfarbe	81	140,50 ± 98,65 (a)	104,50 ± 34,10 (a)	130,50 ± 63,25 (a)	118,75 ± 35,78 (a)	64,00 ± 27,60 (a)	130,50 ± 32,17 (a)	160,00 ± 33,08 (a)	127,00 ± 44,50 (a)	129,25 ± 23,71 (a)
Blattfarbe	87	42,25 ± 26,87 (a)	67,00 ± 11,40 (a)	78,25 ± 37,87 (a)	52,50 ± 17,41 (a)	38,00 ± 40,07 (a)	51,50 ± 41,14 (a)	77,00 ± 34,60 (a)	83,25 ± 24,98 (a)	38,00 ± 23,90 (a)